Environment Canada Environnement Canada

Recent Trends in Water Quality of the Niagara River

K.W. Kuntz

TECHNICAL BULLETIN NO. 146

INLAND WATERS DIRECTORATE
ONTARIO REGION
WATER QUALITY BRANCH
BURLINGTON, ONTARIO, 1988

(Disponible en français sur demande)

Published by authority of
the Minister of the Environment

© Minister of Supply and Services Canada 1988

Cat. No. En 36-503/146E

ISBN 0-662-16014-2

Contents

	Page
ABSTRACT	v
RÉSUMÉ	v
INTRODUCTION	1
SAMPLING METHODS	1
Location and sampling apparatus	1
Chemical analysis	1
DISCUSSION	1
Physical parameters	1
Nutrients	3
Total phosphorus	3
Nitrate + nitrite nitrogen	5
Reactive silica	6
Loadings	6
Major ions	8
Trace metals	12
SUMMARY	15
REFERENCES	15

Tables

1. Physical parameters	2
2. Annual loadings of nutrients	8
3. Annual mean concentrations of major ions	8
4. Annual loadings of major ions	8
5. Annual median concentrations of trace metals	13
6. Percentage of trace metals samples violating 1978 Agreement objectives	13
7. Annual loadings of total trace metals	13

Illustrations

Figure 1. Monthly discharge from 1976 to 1983	2
Figure 2. Monthly mean and 12-month moving average plot of specific conductance	2
Figure 3. Monthly turbidity from 1981 to 1983	3

Illustrations (Cont.)

Page

Figure 4. Monthly total phosphorus concentrations from 1976 to 1983 4
Figure 5. Monthly mean and 12-month moving average plot of total phosphorus concentrations 4
Figure 6. Annual total phosphorus loadings 5
Figure 7. Monthly nitrate nitrogen concentrations from 1976 to 1983 6
Figure 8. Monthly mean and 12-month moving average plot of nitrate nitrogen concentrations 6
Figure 9. Monthly reactive silica concentrations from 1981 to 1983. 7
Figure 10. Annual nitrate loadings. 7
Figure 11. Monthly mean concentrations of major ions and discharge in 1982 9
Figure 12. Relationship of total alkalinity, calcium, and specifc conductance from 1975 to 1982 9
Figure 13. Annual chloride concentrations from 1975 to 1983 10
Figure 14. Annual sodium concentrations from 1975 to 1983 10
Figure 15. Monthly mean and 12-month moving average plot of chloride concentrations 11
Figure 16. Monthly mean and 12-month moving average plot of sodium concentrations 11
Figure 17. Monthly mean and 12-month moving average plot of calcium concentrations 11
Figure 18 Monthly mean and 12-month moving average plot of total alkalinity concentrations 12
Figure 19. Annual chloride loadings for the Niagara and Detroit rivers 12
Figure 20. Monthly mean and 12-month moving average plot of total iron concentrations 14
Figure 21. Monthly mean and 12-month moving average plot cf extractable aluminum concentrations 14
Figure 22. Monthly mean and 12-month moving average plot of total lead concentrations 14

Abstract

Results from Niagara River water samples collected at Niagara-on-the-Lake over the period 1976 to 1983 are discussed. Annual mean concentrations and estimated annual mean loadings for selected physical parameters, nutrients, major ions, and trace metals are presented. Monthly mean values have also been included to indicate seasonal changes. Annual loadings are compared to historic loading estimates. The observed long-term trend for selected parameters and compliance with the 1978 Great Lakes Water Quality Agreement specific objectives are discussed.

Résumé

Les résultats de l'analyse des échantillons d'eau prélevés dans la rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake au cours de la période de 1976 à 1983 sont examinés. Les moyennes annuelles de la concentration et de l'apport estimatif sont présentées pour divers paramètres physiques, substances nutritives, ions importants et métaux à l'état de traces. Les moyennes mensuelles sont également données pour faire voir les variations saisonnières. Les apports annuels calculés sont comparés aux estimations historiques. La tendance à long terme observée pour les paramètres choisis est analysée, ainsi que le respect des objectifs établis dans l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 1978.

Recent Trends in Water Quality of the Niagara River

K.W. Kuntz

INTRODUCTION

The chemical characteristics of the Great Lakes have changed primarily because of the rapid increase in material loadings to their basins, due mainly to increased populations within their boundaries since 1900 (Beeton, 1965). Accurate estimates of the changes in the amount of material being loaded into the Great Lakes are required for trend evaluation, model development, future planning, and successful management of Great Lakes water resources.

The Niagara River is the major tributary to Lake Ontario, accounting for more than 85% of the total input water budget and about 50% of the nitrogen and phosphorus input to the lake from all sources (Casey and Salbach, 1974). It is the only outflow for Lake Erie and accounts for 50% of all incoming fine-grained sediment material (silt- and clay-sized fractions) to Lake Ontario (Kemp and Harper, 1976).

Because of the importance of Niagara River loadings to the water quality of Lake Ontario, the Water Quality Branch of the Inland Waters Directorate, Ontario Region (WQB-OR), established a daily monitoring station at the mouth of the Niagara River at Niagara-on-the-Lake in 1975. One of the primary objectives of this program was to provide annual estimates of chemical loading and trends in water quality in the Niagara River. This report will provide information on changes in concentrations and loadings in the Niagara River for the period from 1976 to 1983.

SAMPLING METHODS

Location and Sampling Apparatus

Samples were collected at the water treatment plant of the Regional Municipality of Niagara in Niagara-on-the-Lake about 1.6 km upstream from Lake Ontario on the Ontario side of the Niagara River. This location was chosen because water quality surveys conducted in this area during 1974 indicated that the river is chemically homogeneous at this location, exhibits no cross-sectional variation in water chemistry (Chan, 1977), and is therefore representative of the water flowing into Lake Ontario.

Daily water samples were collected by means of an intake line, submersible pump, and daily water sampler. The intake line, composed of a 1.9-cm I.D., black polyethylene tube, was placed in the river, anchored to shore with a 0.6-cm steel cable, and weighted so as to settle onto the bottom of the river. The polyethylene tube was connected to an anchored spar buoy, which allowed the sample intake to float freely up from the river bottom. The intake line extended to a point approximately 60 m from shore and was located in the main current of the Niagara River. This intake line extended up the spar buoy to about 6 m from the river bottom and 13 m below the river surface. The end of the intake line was then extended about 2 m from the spar buoy with a piece of polyethylene tube, plugged at the end. A series of 0.3-cm holes were drilled from the end towards the spar buoy for about 1 m. The small holes act like a coarse filter, preventing fish and weeds from entering the intake pipe. Complete details of this system can be found in Kuntz *et al*. (1982).

Chemical Analysis

Chemical analyses were completed on these water samples as described in the *Analytical Methods Manual* (Environment Canada, 1979). Daily measurements were made for physical parameters (turbidity, discharge, and specific conductance at 25°C) and nutrients (total phosphorus, total Kjeldahl nitrogen, nitrate + nitrite nitrogen, and soluble reactive silica). Weekly analyses were completed for major ions (total alkalinity, calcium, sulphate, chloride, sodium, magnesium, and potassium) and total trace metals (iron, aluminum, manganese, copper, zinc, nickel, chromium, cadmium, lead, arsenic, and mercury).

DISCUSSION

Physical Parameters

Monthly mean discharge during the eight-year period from 1976 to 1983 varied from a low of 5950 $m^3\ s^{-1}$ during February to a high of 6721 $m^3\ s^{-1}$ during May (Fig. 1), a variation of about 13%. Peak flow occurred during April, May, and June as a result of spring runoff conditions. The winter minimum occurred during January and February as

a result of winter freeze-up. Annual average discharges (Table 1) varied from a high of 6714 m^3 s^{-1} in 1976 to a low of 6102 m^3 s^{-1} in 1977, a variation of about 10%.

Monthly mean specific conductance at 25°C ranged from a low of 295 μS cm^{-1} in April, during the peak flow period, to a high of 314 μS cm^{-1} in February, during the low flow period. Elevated chloride and sodium concentrations during this low flow period, the result of winter road salting activities, may have caused part of this increase in specific conductance. Since these data have been collected, specific conductance at 25°C has dropped from a mean of 310 μS cm^{-1} in 1977 to about 298 μS cm^{-1} in 1983 (Table 1). The long-term rate of change, as calculated from the 12-month moving average plot (Fig. 2), is about

Table 1. Physical Parameters

Year	Discharge ($m^3 s^{-1}$)	Specific conductance at 25°C (μS cm^{-1})	Turbidity (JTU)
1976	6714	306	–
1977	6102	310	–
1978	6190	308	–
1979	6303	310	–
1980	6574	300	–
1981	6265	300	2.9
1982	6296	297	4.7
1983	6473	298	4.5

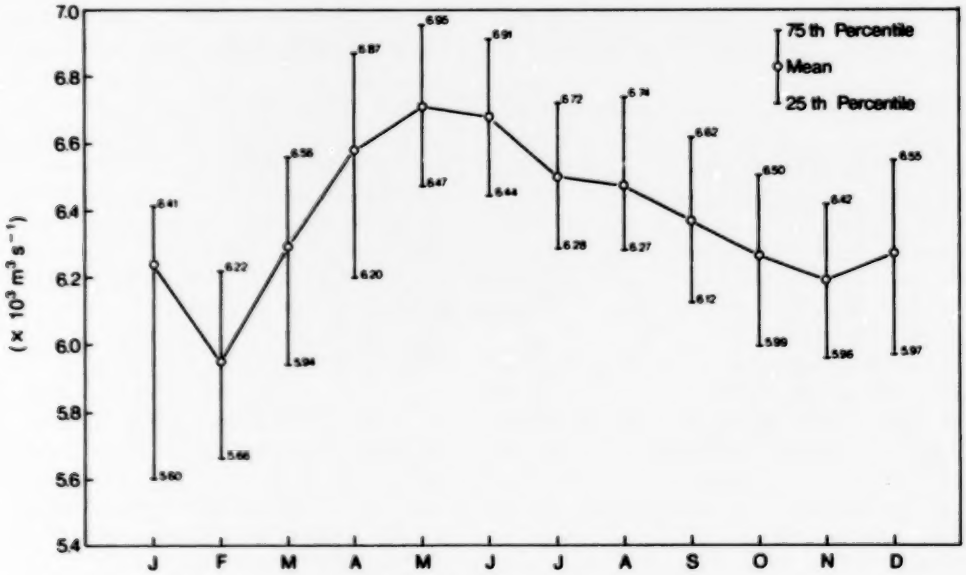

Figure 1. Monthly discharge from 1976 to 1983.

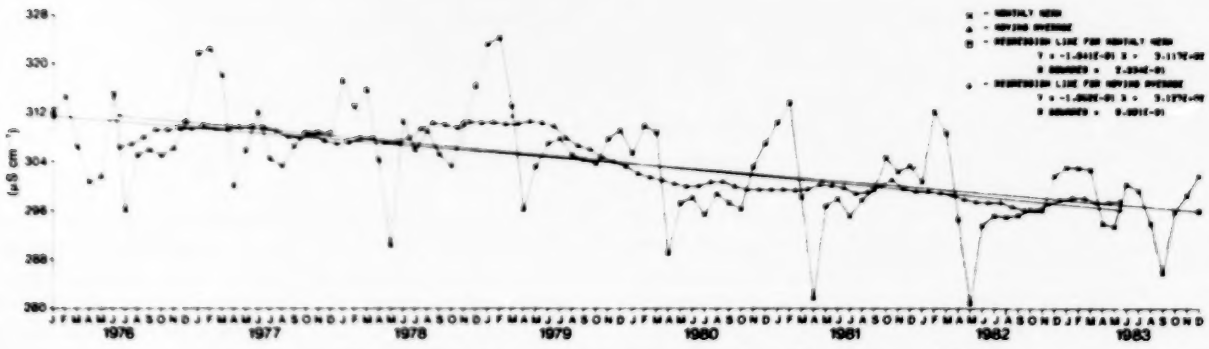

Figure 2. Monthly mean and 12-month moving average plot of specific conductance (25°C).

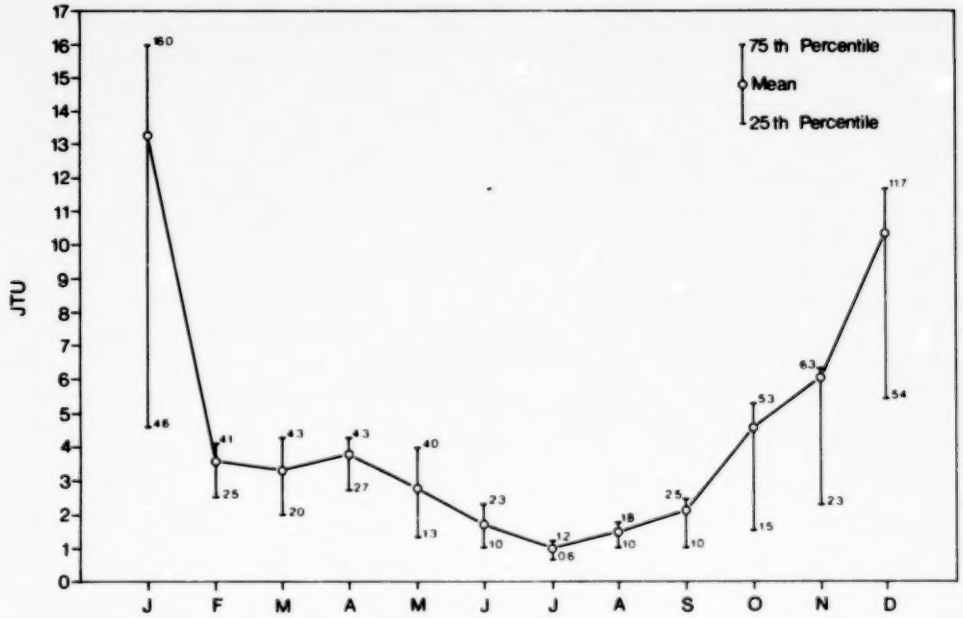

Figure 3. Monthly turbidity from 1981 to 1983.

2.2 $\mu S\ cm^{-1}$. The *r* value for the moving average line is -.90, indicating a good fit, and is significant at the 1% level. The F value for the analysis of variance is 345, indicating a significant decrease at the 99% confidence level. Most of this decrease in specific conductance can be explained by the decrease in sodium and chloride concentrations observed during this period.

Turbidity data, collected only from 1981 to 1983, showed a distinct seasonal increase in November, December, and January (Fig. 3). Monthly mean values for these three months were in the 6.1- to 13.2-JTU range, while values in the 1.0- to 1.7-JTU range were measured in June, July, and August. The winter increase in turbidity is believed to be related to increased erosion and resuspension of sediments in Lake Erie due to increased wind velocity in fall and winter.

Nutrients

Total Phosphorus

Monthly mean concentrations of total phosphorus during the eight-year period from 1976 to 1983 varied from a low of 0.016 mg L^{-1} during July to a high of 0.032 mg L^{-1} during December (Fig. 4). Winter values were higher because of increased levels of suspended sediments in the water as evidenced by the higher turbidity values also recorded at this time. This would also be expected as a result of the biological cycle in the eastern basin of Lake Erie, where high epilimnion values of phosphorus are observed during the well-mixed winter period and depleted epilimnion values are observed during the summer after algal uptake and its subsequent sedimentation (Rathke and Edwards, 1984).

Concentrations of total phosphorus in Lake Ontario have decreased substantially since the data reported for 1972 (Casey and Salbach, 1974). This decrease in total phosphorus in the Niagara River is shown well by the 12-month moving average plot in Figure 5. These data show a decrease from about 0.026 mg L^{-1} to about 0.016 mg L^{-1}, for a yearly decrease of 0.001 mg L^{-1} a^{-1} during the eight-year period from 1976 to 1983. However, this decrease was not significant at the 95% confidence level (El-Shaarawi *et al.*, 1983) for 1975-80. A similar decrease of 0.0011 mg L^{-1} a^{-1} in total phosphorus concentrations in Lake Ontario has been reported by Neilson (1983) for spring surface water data. The *r* value for the moving average line for 1976-83 is -.71, indicating a good fit, significant at the 1% level. The F value is 85, indicating significance at the 99% level.

There are several reasons for this decrease in total phosphorus concentration in the Niagara River. As shown in Figure 6, the municipal phosphorus load to Lake Erie has decreased significantly since 1966-67 (data from International Joint Commission, 1969). This decrease is primarily

due to the upgrading of sewage treatment plant facilities on Lake Erie and the Detroit River. At the same time, however, a significant decrease in the use of phosphorus in detergents was also realized in Canada and some of the Great Lakes states (Fig. 6). Since 1973, phosphorus levels in detergents have decreased from 11% in 1968 to 2.2%. This decrease may also have had an effect on the municipal load and in turn the water quality of Lake Erie and the Niagara River.

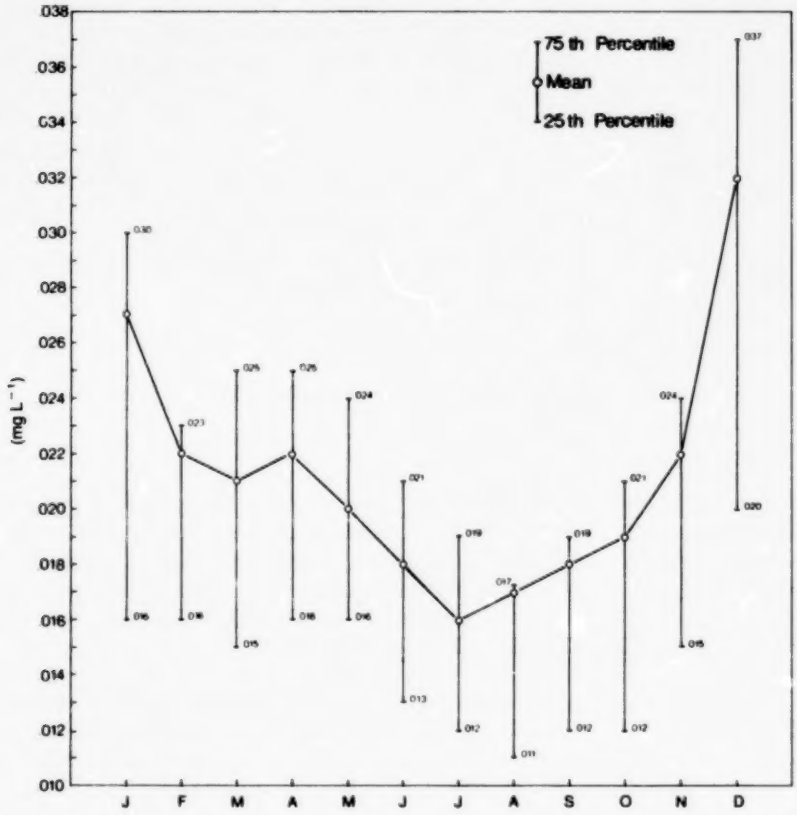

Figure 4. Monthly total phosphorus concentrations from 1976 to 1983.

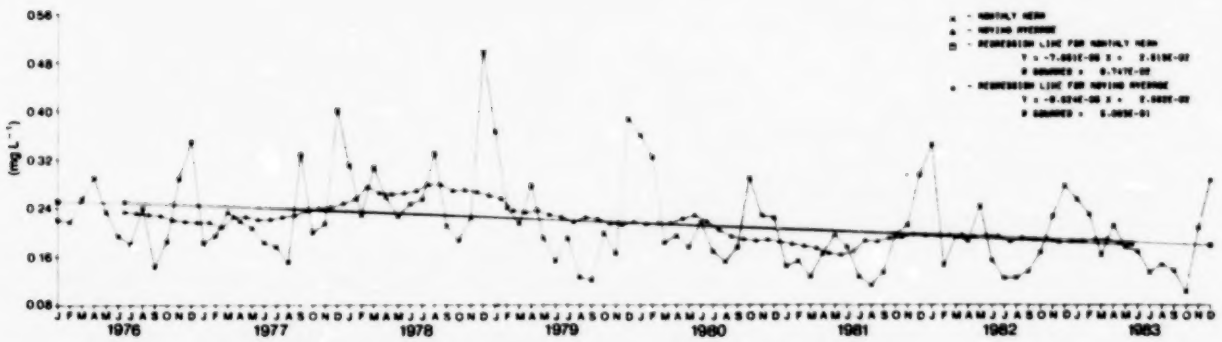

Figure 5. Monthly mean and 12-month moving average plot of total phosphorus concentrations.

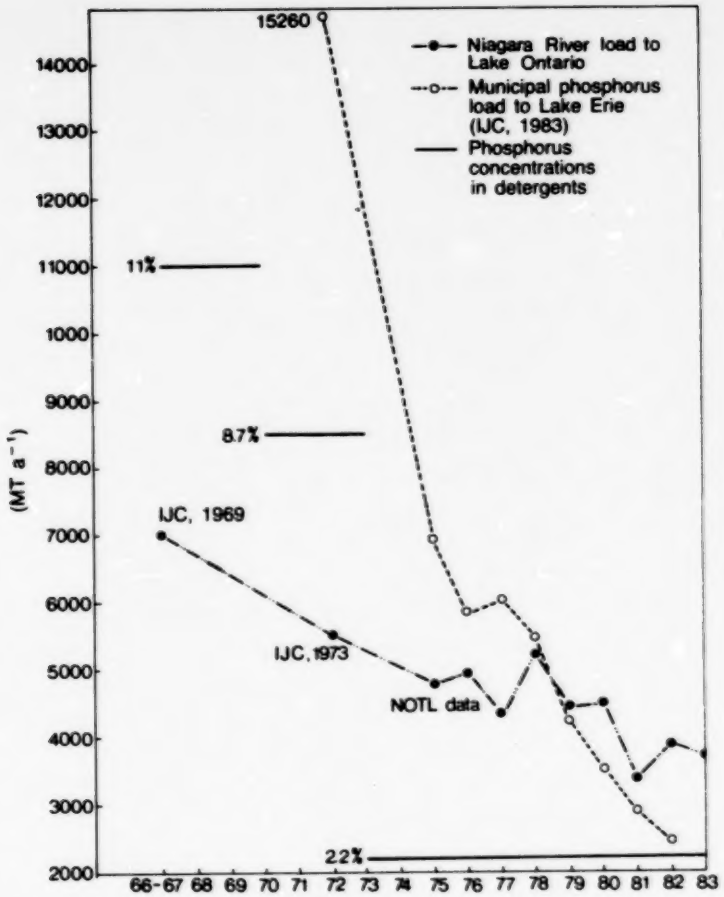

Figure 6. Annual total phosphorus loadings.

Other researchers have also reported a decrease in total phosphorus in Lake Erie. El-Shaarawi (1984) developed a statistical model for the variation of total phosphorus in each of the basins of Lake Erie. Using surface data (1 m) collected by the Canada Centre for Inland Waters (CCIW) from 1968 to 1980, he found the trend component to be highly significant ($P \geq .01$) in the western and central basins and significant ($P \geq .05$) in the eastern basin of Lake Erie. His data showed a decrease from 0.018 mg L^{-1} in 1970 to 0.0129 mg L^{-1} in 1980 (about 34%) during this 10-year period for the eastern basin of Lake Erie. Rosa (1985) also observed a decrease of 0.000 56 mg L^{-1} a^{-1} in the epilimnion waters of the central basin of Lake Erie from 1968 to 1982.

Nitrate + Nitrite Nitrogen

Monthly mean concentrations of nitrate nitrogen from 1976 to 1983 showed the typical nitrogen uptake cycle in late summer, with a minimum monthly average value of 0.122 mg L^{-1} in September. Winter and spring monthly average values were considerably higher and ranged up to 0.314 mg L^{-1} in May. Monthly variations in nitrate nitrogen, as measured at this station since 1975 (Fig. 7), exhibit the typical nitrogen uptake cycle with high values in winter and spring and low depleted nitrate nitrogen concentrations in August, September, and October.

The monthly mean and 12-month moving average plots for nitrate nitrogen are given in Figure 8. These data show the distinctive yearly cycle very well. In addition, these data show a continuous increase in nitrate nitrogen concentrations since 1976. The r value for the moving average line is +.77, indicating a good fit, and is significant at the 1% level. The F value for the analysis of variance is 116, and is significant at the 99% level. The rate of increase from the 12-month moving average regression line is 0.010 mg L^{-1} a^{-1}. An identical increase was reported for the

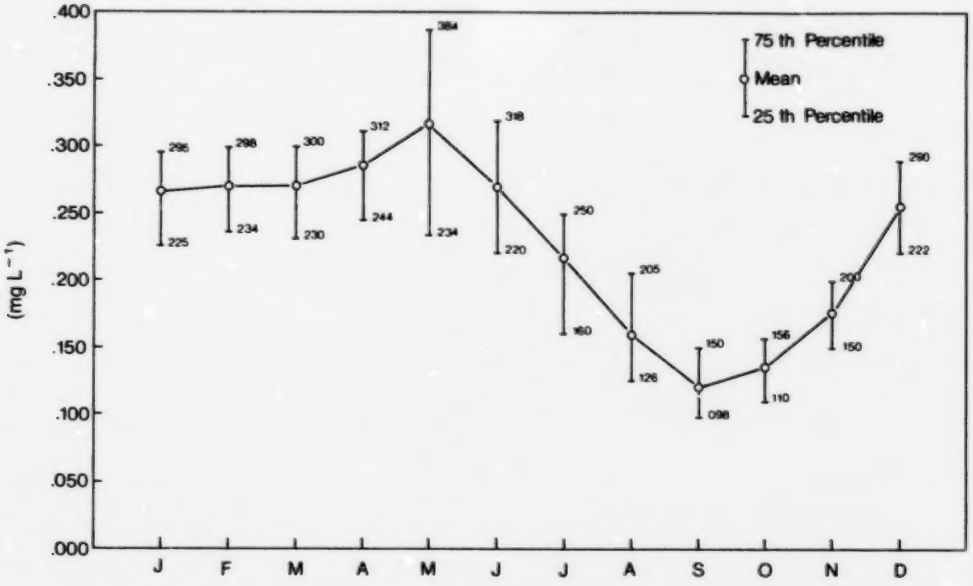

Figure 7. Monthly nitrate nitrogen concentrations from 1976 to 1983.

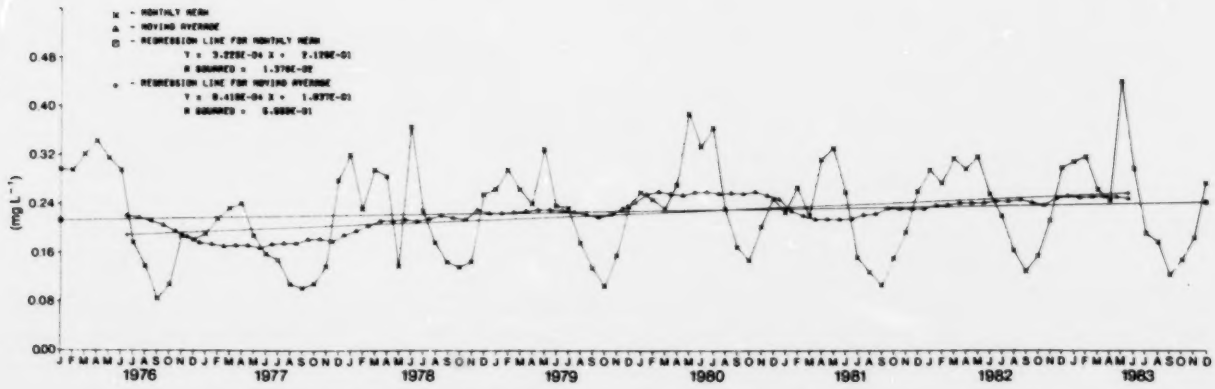

Figure 8. Monthly mean and 12-month moving average plot of nitrate nitrogen concentrations.

whole of Lake Ontario for 1969-77 in the annual report on the status of the open waters of Lake Ontario prepared by WQB-OR (Neilson, 1983) for the annual Water Quality Board report.

Reactive Silica

Reactive silica concentrations from 1981 to 1983 showed the typical seasonal depletion of silicate during spring and summer (Fig. 9). Higher values were measured in fall and winter. This type of seasonal cycle was also observed for Lake Erie data by Rathke and Edwards (1984).

Loadings

Annual loadings of nutrients (TP and NO_3) from the Niagara River to Lake Ontario are given in Table 2.

Loadings of total phosphorus to Lake Ontario (Fig. 6) have decreased substantially since the data reported for 1972 (Casey and Salbach, 1974). Monthly mean loadings of total phosphorus varied from 6.8 MT d^{-1} in July and August to 18.6 MT d^{-1} in January. These loadings do not appear to be directly related to the discharge cycle, which had highest flows in June and lowest in October.

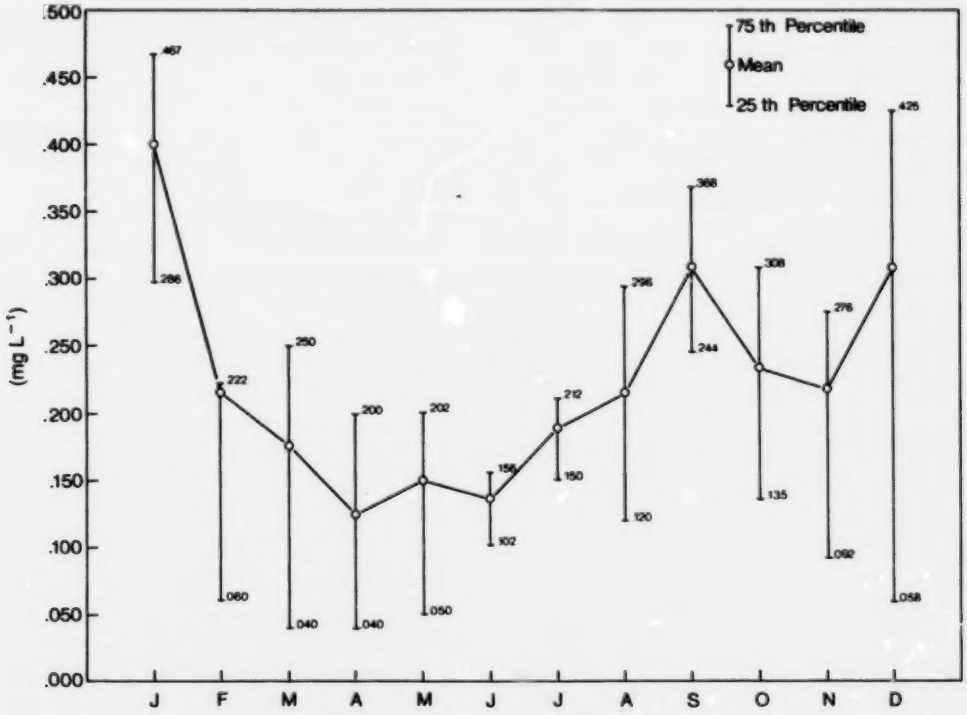

Figure 9. Monthly reactive silica concentrations from 1981 to 1983.

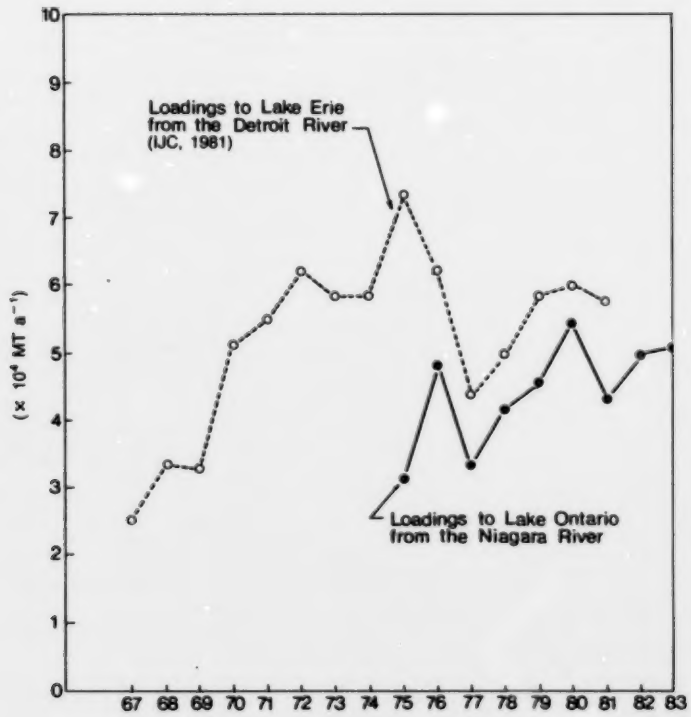

Figure 10. Annual nitrate loadings.

Nitrate loadings to Lake Ontario (Fig. 10) have shown a substantial increase since 1975 from about 3×10^4 MT a^{-1} to about 5×10^4 MT a^{-1}, an increase of about 40%. El-Shaarawi (1984) applied a statistical model to a limited number of annual data sets during 1971-80. These data showed not only that the level of $NO_3 + NO_2$ was increasing each year at a statistically significant level ($P \geq .05$), but also that the amplitude of the seasonal cycle was also changing. A similar increase is also shown for the Detroit River load to Lake Erie (International Joint Commission, 1981) (Fig. 10).

Table 2. Annual Loadings of Nutrients ($\times 10^4$ MT a^{-1})

Year	TP	NO_3
1975*	0.478	3.14
1976	0.493	4.78
1977	0.431	3.32
1978	0.522	4.16
1979	0.441	4.53
1980	0.449	5.44
1981	0.336	4.27
1982	0.387	4.93
1983	0.376	5.11

* Incomplete data set.

Major Ions

Annual mean concentrations of the seven major ions measured since 1975 are given in Table 3. Annual major ions loadings from the Niagara River to Lake Ontario since 1975 are given in Table 4.

A plot of seasonal variations during 1982 shows that there is little seasonal variability for Ca, Cl, SO_4, Na,

Table 3. Annual Mean Concentrations of Major Ions (mg L^{-1})

Year	Total alkalinity	Ca	SO_4	Cl	Na	Mg	K
1975*	92.3	37.4	25.1	21.1	10.4	8.1	1.3
1976	92.6	38.2	25.3	21.5	10.4	8.0	1.3
1977	91.3	37.3	24.7	22.2	10.6	7.9	1.4
1978	90.2	36.2	24.5	22.0	10.5	8.1	1.4
1979	91.0	36.0	24.6	21.4	10.4	8.0	1.4
1980	88.7	35.1	24.7	19.7	9.9	8.1	1.4
1981	93.6	36.2	24.3	19.0	9.6	8.0	1.3
1982	99.4	36.5	24.7	18.2	9.3	8.0	1.3
1983	97.1	35.5	26.0	17.2	9.0	8.2	1.4

* Incomplete data set.

Table 4. Annual Loadings of Major Ions ($\times 10^4$ MT a^{-1})

Year	Total alkalinity	Ca	SO_4	Cl	Na	Mg	K
1975*	19.9	8.06	5.41	4.56	2.26	1.76	0.284
1976	19.8	8.16	5.40	4.59	2.22	1.71	0.284
1977	17.7	7.22	4.78	4.30	2.06	1.54	0.271
1978	18.0	7.22	4.89	4.39	2.09	1.61	0.272
1979	18.4	7.27	4.96	4.32	2.11	1.62	0.275
1980	18.6	7.38	5.20	4.15	2.08	1.71	0.287
1981	18.8	7.28	4.87	3.81	1.93	1.62	0.255
1982	19.9	7.32	4.95	3.65	1.87	1.60	0.272
1983	20.1	7.35	5.38	3.54	1.85	1.70	0.280

* Incomplete data set.

Mg, and K (Fig. 11). A somewhat larger variation occurred in total alkalinity. It appears that some of the decrease in alkalinity in April, May, and June may have been caused by dilution as a result of the high spring runoff conditions during these months. In addition, some of this alkalinity decrease was caused by the decrease in calcium concentrations in April and May of each year (Fig. 12). Specific conductance also shows the same yearly pattern.

In recent years, concern has increased regarding the buildup of salt within the Great Lakes. This increase has usually been blamed on the use of road salt for deicing purposes during the winter (Fraser, 1981). Recent information, however, shows that chloride concentrations have decreased in Lakes Erie and Ontario during the last ten years. Fraser (1981) reported that chloride concentrations were decreasing in Lakes Erie and Ontario, especially from 1974 to 1976. Further data by Sonzogni *et al.* (1983) indicated a similar decrease in chloride concentrations in Lake Erie and the Detroit River. The authors gave further data indicating that the major reason for the decrease in Lake Erie was the large reduction in industrial source loading to the Detroit River. A 40% decrease in chloride discharge was reported by the U.S. Environmental Protection Agency (1972) for several major industries along the Detroit River from 1971 to 1973. This Detroit-Windsor complex is a major source of chloride loading to the Detroit River and therefore to Lake Erie. Because this load has been reduced significantly since 1971, it should only be a matter of time before chloride decreases become evident in the Niagara River at Niagara-on-the-Lake. Since 1977, the chloride

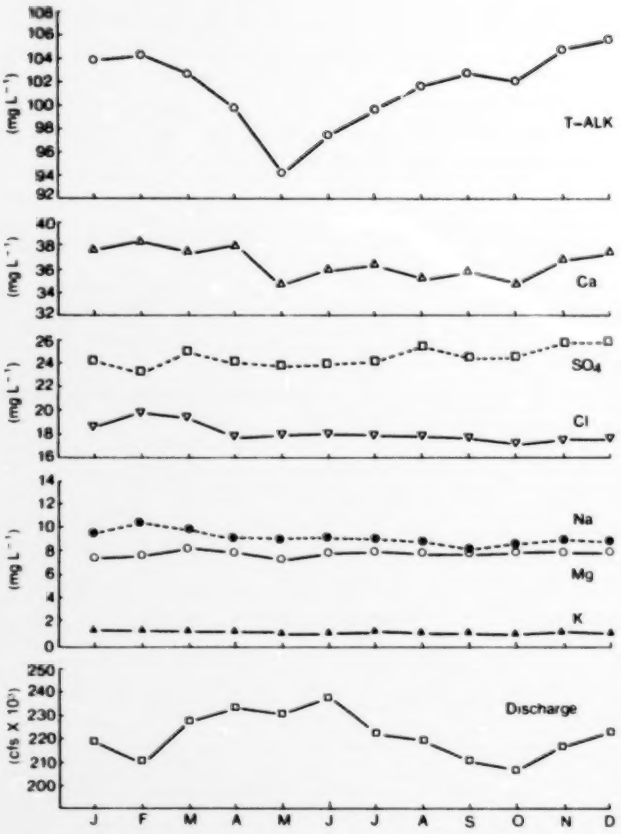

Figure 11. Monthly mean concentrations of major ions and discharge in 1982.

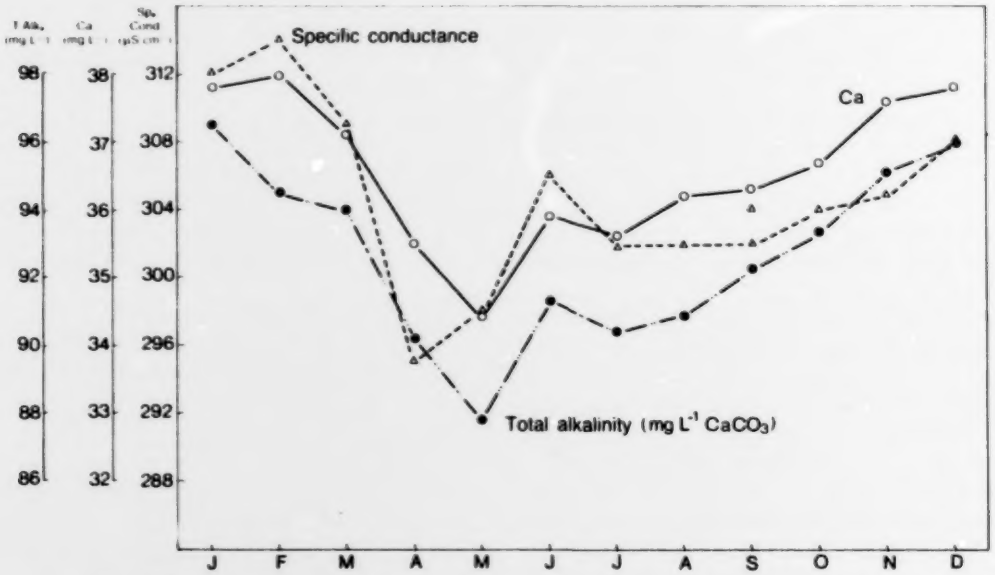

Figure 12. Relationship of total alkalinity, calcium, and specific conductance from 1975 to 1982.

concentration in the Niagara River has decreased by about 5 mg L^{-1}, a decrease of about 22% (Fig. 13). This would indicate that it has required about six or seven years to flush through Lake Erie. This is about two to three times longer than the flushing rate for Lake Erie of 2.6 years predicted by Rainey (1967).

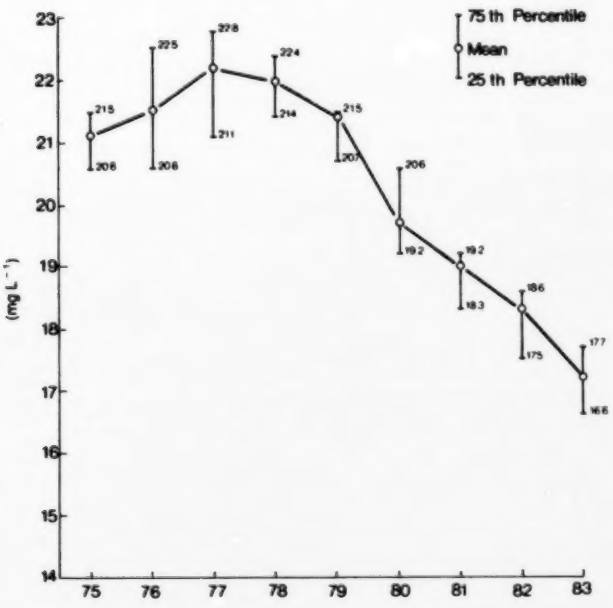

Figure 13. Annual chloride concentrations from 1975 to 1983.

Some of the other major ions, especially calcium and sodium (Fig. 14), have also shown a considerable decrease in concentration since 1975 (Table 3). Annual average sodium concentrations have decreased by 1.7 mg L^{-1} since 1977, and annual average calcium concentrations have decreased about 2.7 mg L^{-1} since 1976.

The change with time for chloride and sodium concentrations is shown very well by the 12-month moving average plots (Figs. 15 and 16). The r values for these moving average lines are -.96 and -.95, respectively, indicating a fit significant at the 99% level. The F value for analysis of variance was significant at the 99% level for both parameters. Chloride and sodium are both decreasing, at rates of 0.79 mg L^{-1} a^{-1} and 0.25 mg L^{-1} a^{-1}, respectively. Calcium concentrations (Fig. 17) are also decreasing at a rate of 0.23 mg L^{-1} a^{-1}, while total alkalinity concentrations are increasing at a rate of 1.15 mg L^{-1} a^{-1} (Fig. 18). The r value for the moving average line for calcium was -.55, while for alkalinity it was +.67, still significant at the 99% level. The F values for analysis of variance were 35 and 68, respectively, also significant at the 99% level. Using these rates of change, the net change in specific conductance over the period, due to sodium, chloride, and calcium concentration decreases and the alkalinity increase, was calculated as 1.8 μS cm^{-1} a^{-1}. This is nearly the same as the 2.2-μS cm^{-1} change in specific conductance indicated in the moving average plot (Fig. 3).

This decrease in chloride concentration has resulted in a substantial decrease in chloride loadings to Lake Ontario from 1976 to 1983. The chloride loadings to Lake Ontario from the Niagara River decreased from 4.6×10^6 MT a^{-1} to about 3.5×10^6 MT a^{-1}, a decrease of about 23% (Fig. 19). A larger decrease of 42% was shown by the Detroit River from 1967 to 1980 (data from International Joint Commission, 1981).

Other major ions, such as magnesium, potassium, and sulphate, are not showing significant changes. The change for sulphate is significant at the 95% level, but not at the 99% level.

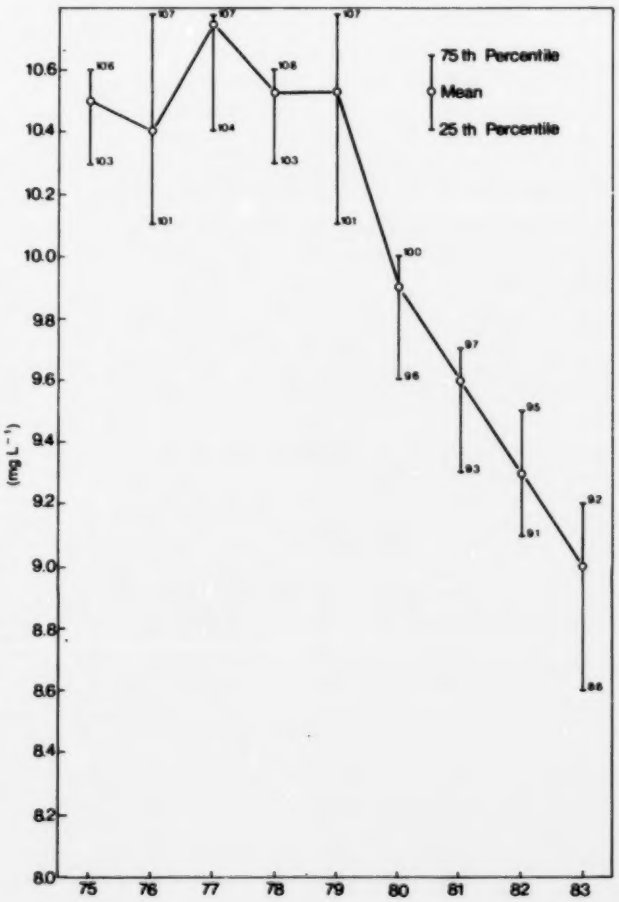

Figure 14. Annual sodium concentrations from 1975 to 1983.

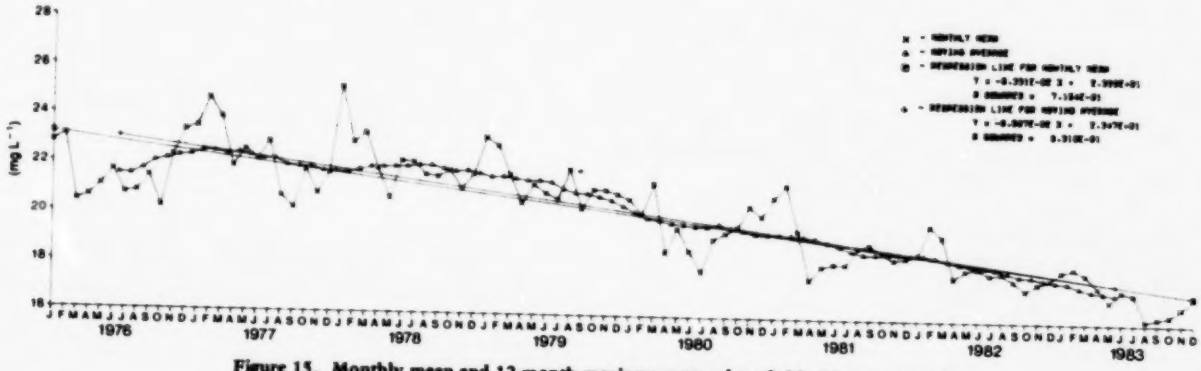
(mg L⁻¹)
28
26
24
22
20
18
16
J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D
1976
1977
1978
1979
1980
1981
1982
1983

Figure 15. Monthly mean and 12-month moving average plot of chloride concentrations.

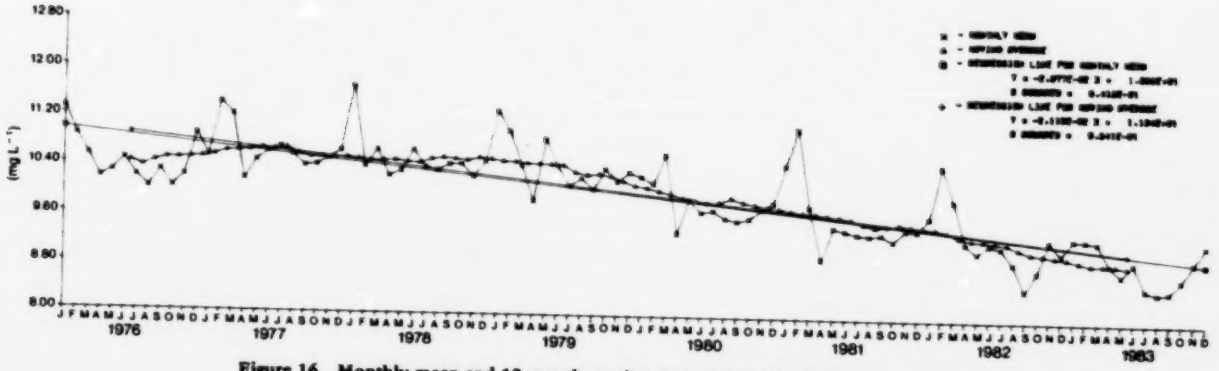
(mg L⁻¹)
12.80
12.00
11.20
10.40
9.60
8.80
8.00
J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D
1976
1977
1978
1979
1980
1981
1982
1983

Figure 16. Monthly mean and 12-month moving average plot of sodium concentrations.

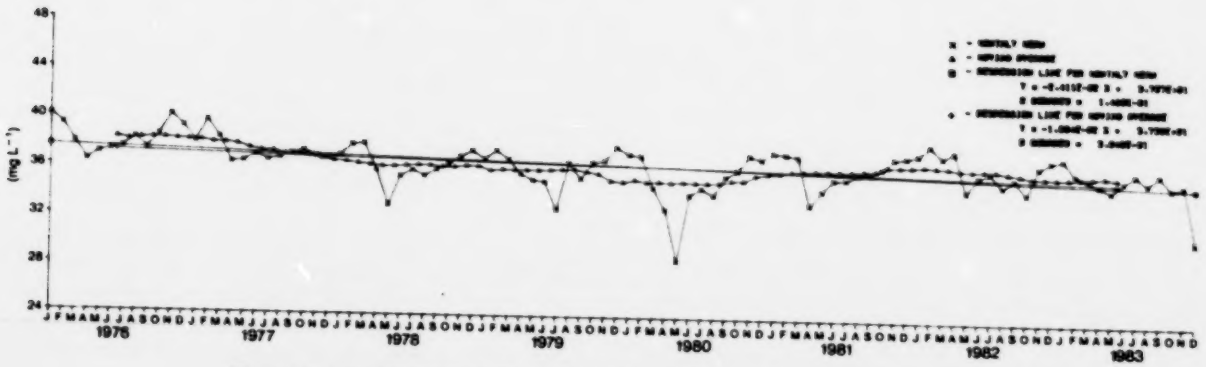
(mg L⁻¹)
48
44
40
36
32
28
24
J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D
1976
1977
1978
1979
1980
1981
1982
1983

Figure 17. Monthly mean and 12-month moving average plot of calcium concentrations.

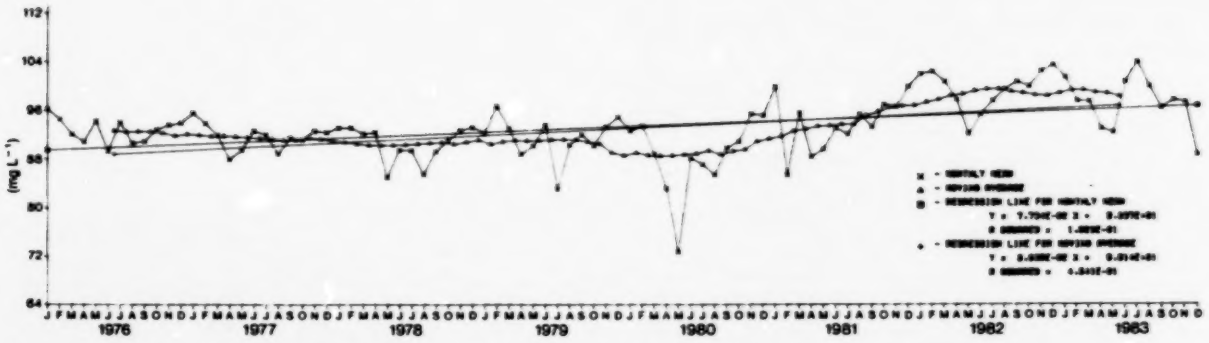

Figure 18. Monthly mean and 12-month moving average plot of total alkalinity concentrations.

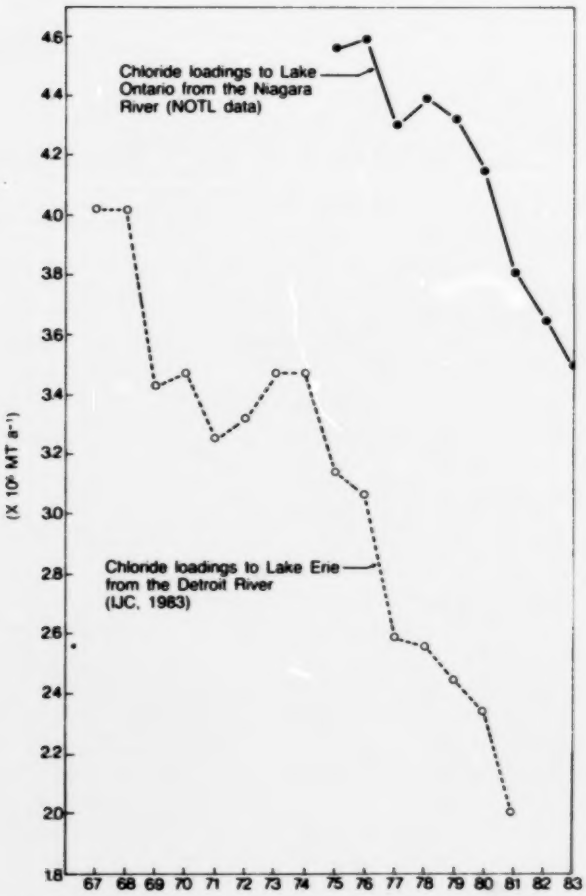
Chloride loadings to Lake Ontario from the Niagara River (NOTL data)
Chloride loadings to Lake Erie from the Detroit River (IJC, 1983)
(X 10⁶ MT a⁻¹)
67 68 69 70 71 72 73 74 75 76 77 78 79 80 81 82 83

Figure 19. Annual chloride loadings for the Niagara and Detroit rivers.

Trace Metals

Annual median concentrations of the 11 trace metals measured since 1975 are given in Table 5. These samples were collected approximately once a week. The percentage of weekly water samples violating the 1978 Agreement objectives is given in Table 6. Annual loadings to Lake Ontario by the Niagara River from 1975 to 1983 are given in Table 7.

Twelve-month moving average plots for total iron and extractable aluminum concentrations (Figs. 20 and 21) indicate that substantial increases in these parameters have occurred from 1976 to 1983. From the moving average regression line, the rate of increase in total iron concentration is 0.045 mg L^{-1} a^{-1} since 1976. The rate of increase for extractable aluminum during this period is 0.008 mg L^{-1} a^{-1}. The r values for the moving average lines for aluminum and iron are +.49 and +.79, respectively, both significant at the 99% level. The F values for analysis of variance were 26 and 132, respectively, also both significant at the 99% levels. These increases are believed to be related to the frequency of occurrence of natural climatic events such as heavy rainfall or wind events.

An analysis of the National Oceanic and Atmospheric Administration data collected at the Buffalo airport revealed that the frequency of days with average daily winds above 20 mph (≈ 32 km/h) was lower in 1981 than in 1979 and 1980. During 1979 and 1980, there were 12 and 10 days, respectively, with average wind speeds greater than 20 mph. In 1981, however, there were only six days with average winds of this magnitude, while in 1982 there were 33 days with average winds above 20 mph. In 1983, there were 11 days with average winds above 20 mph.

Another factor is the timing of the sample collection. If the sample is collected the day of one of these wind events, or even the day after one of these wind events, the iron and aluminum concentrations are likely to be high. In 1982, the year with the highest median iron concentrations measured to date, 12 of the sampling dates occurred

Table 5. Annual Median Concentrations of Trace Metals (mg L^{-1})

Year	No. observations	Fe	Al	Mn	Ni	Zn	Cu	Cr	Pb	Cd	Hg	As
1975*	19	0.110	0.040	0.004	0.002	0.003	0.003	0.002	0.002	<0.001	–	–
1976	51	0.110	0.060	0.010	0.003	0.005	0.006	0.001	0.002	<0.001	–	–
1977	48	0.140	0.050	0.006	0.003	0.005	0.010	0.001	0.001	<0.001	–	–
1978	43	0.160	0.050	0.009	0.002	0.004	0.004	0.001	0.001	<0.001	–	–
1979	41	0.200	0.100	0.008	0.003	0.003	0.003	0.001	0.001	<0.001	<0.00005	–
1980	62	0.380	0.150	0.024	0.003	0.004	0.002	0.003	0.002	<0.001	<0.00005	0.0005
1981	47	0.140	0.050	<0.010	0.001	0.002	0.002	0.001	0.001	<0.001	<0.00005	0.0005
1982	52	0.390	0.070	<0.020	0.001	0.003	0.002	0.002	<0.001	<0.001	<0.00005	0.0006
1983	50	0.220	0.055	0.010	0.002	0.004	0.007	0.001	0.001	<0.001	<0.00002	0.0011

*Incomplete data set.
< = less than detection limit.

Table 6. Percentage of Trace Metals Samples Violating 1978 Agreement Objectives

Year	Fe (0.300)*	Cu (0.005)*	Ni (0.025)*	Zn (0.030)*	Cd (0.0002)*	Cr (0.100)*	Pb (0.025)*
1975†	0	16	0	0	0	0	0
1976	20	61	0	0	6	0	0
1977	14	79	2	2	6	0	0
1978	21	40	0	0	0	0	0
1979	42	33	0	0	5	0	0
1980	55	11	0	0	2	0	0
1981	17	19	0	0	2	0	0
1982	54	27	2	0	0	0	0
1983	39	65	0	0	0	0	0

*1978 IJC objective (mg L^{-1}).
† Incomplete data set.

Table 7. Annual Loadings of Total Trace Metals (MT a^{-1})*

Year	Fe	Al	Mg	Ni	Zn	Cu	Cr	Pb	Cd	Hg	As
1975†	23 490	8 540	850	430	640	640	430	430	215	–	–
1976	23 300	12 710	2120	635	1060	1270	210	420	210	–	–
1977	26 945	9 620	1155	580	960	1925	385	190	190	–	–
1978	31 245	9 765	1760	390	780	780	195	195	195	–	–
1979	39 770	19 885	1590	595	595	595	200	200	200	10	–
1980	78 815	31 110	4980	620	830	415	620	415	205	10	105
1981	27 670	9 885	1975	200	395	595	200	200	200	10	100
1982	76 475	13 905	3970	200	595	395	395	200	200	10	120
1983	44 930	11 230	2040	410	815	–	410	205	205	4	225

*Derived from product of yearly median concentration and average daily discharge for each year.
†Incomplete data set.

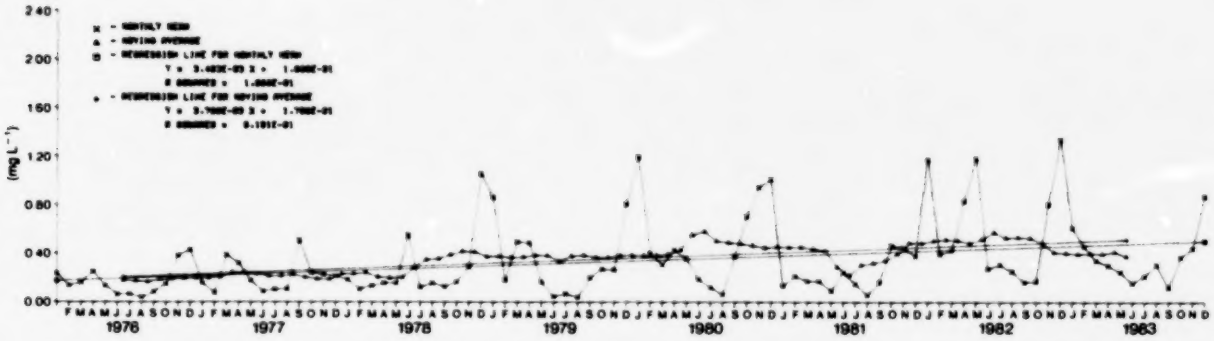

Figure 20. Monthly mean and 12-month moving average plot of total iron concentrations.

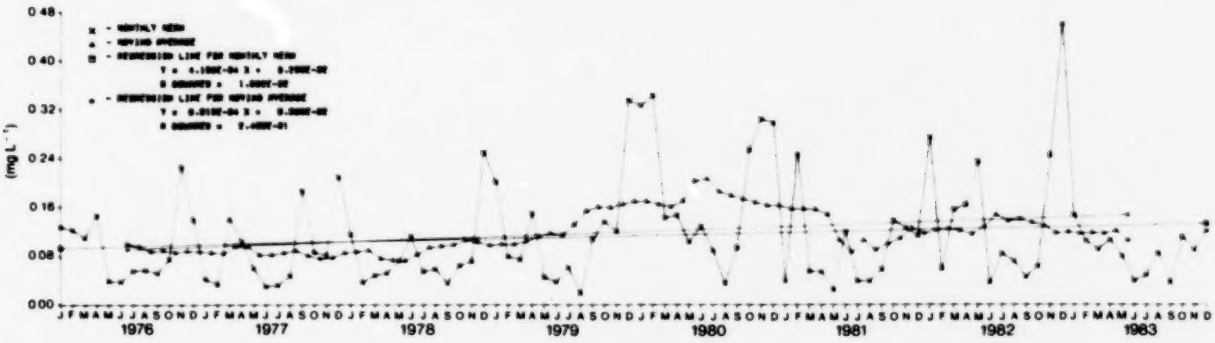

Figure 21. Monthly mean and 12-month moving average plot of extractable aluminum concentrations.

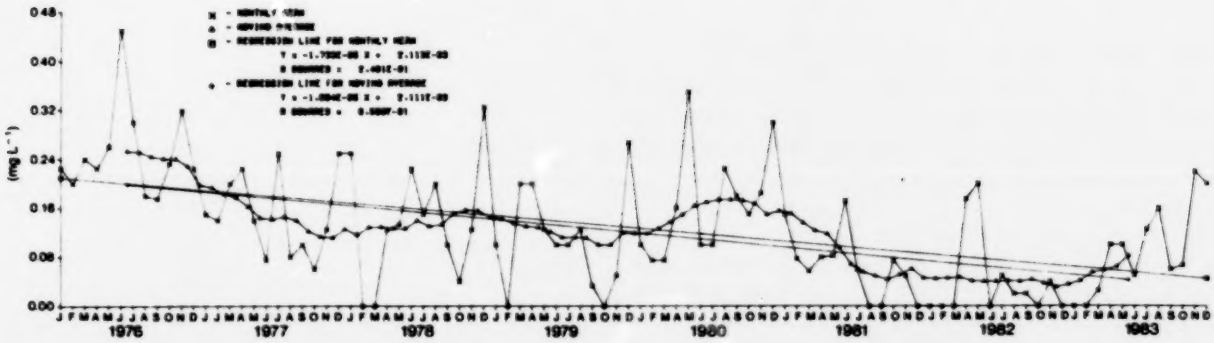

Figure 22. Monthly mean and 12-month moving average plot of total lead concentrations.

either on the day of or the day after an average wind speed of 20 mph or greater was recorded at Buffalo. Since the concentration of total iron in the water column appears to be related to the amount of resuspension of bottom sediments caused by the wind energy, it follows that the percentage of violations to the IJC objective of 0.300 mg L^{-1} for total iron also increased in 1980 and 1982 to 55% and 54%, respectively.

The 12-month moving average plot for total lead concentrations (Fig. 22) seems to be showing a decrease in lead concentrations in the Niagara River since 1976. The r value for this moving average line is -.81 and is significant at the 99% level. The F value for analysis of variance is 156, and is also significant at the 99% level. Although this decrease is a small one, it may be related to increasing use of unleaded gasoline in automobiles, particularly in the U.S. part of the Lake Erie basin.

SUMMARY

Since 1975, WQB-OR has been collecting water quality samples from a single station near the mouth of the Niagara River. A complete set of water quality parameters, including physical parameters (daily), nutrients (daily), major ions (weekly), and trace metals (weekly), have been analyzed.

Since 1975 there have been significant changes in the water quality of the Niagara River at Niagara-on-the-Lake. Some parameters have been increasing in concentration, and therefore loading to Lake Ontario has increased. These parameters are nitrate nitrogen, total iron and aluminum, total alkalinity, and possibly sulphate (only at the 95% level). Some parameters have been decreasing in concentration, and therefore loading to Lake Ontario has decreased. Those parameters that are decreasing significantly are specific conductance, total phosphorus, chloride, sodium, calcium, and lead. Other parameters, namely magnesium and potassium, have remained the same over this period.

REFERENCES

Beeton, A.M. 1965. Eutrophication of the St. Lawrence Great Lakes. Limnol. Oceanogr., 10: 240-54.

Casey, D.J., and S.E. Salbach. 1974. IFYGL stream materials balance study. In Proc. 17th Conf. Great Lakes Res., Int. Assoc. Great Lakes Res., pp. 668-81.

Chan, C.H. 1977. Water quality surveys on the Niagara River—1974. Rep. Ser. No. 48, Water Quality Branch, Ontario Region, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Burlington, Ont.

El-Shaarawi, A.H., S.R. Esterby, and K.W. Kuntz. 1983. A statistical evaluation of trends in the water quality of the Niagara River. J. Great Lakes Res., 9(2): 234-40.

El-Shaarawi, A.H., ed. 1984. Statistical assessment of the Great Lakes Surveillance Program, 1966-1981, Lake Erie. Sci. Ser. No. 136, National Water Research Institute, Canada Centre for Inland Waters, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Burlington, Ont.

Environment Canada. 1979. *Analytical Methods Manual*. Water Quality Branch, Inland Waters Directorate, Ottawa, Ont.

Fraser, A.S. 1981. Evaluation of salt buildup in the Great Lakes. Canada Centre for Inland Waters, Burlington, Ont. Unpub. rep.

International Joint Commission. 1969. Pollution of Lake Erie, Lake Ontario and the International Section of the St. Lawrence River, Volume 1, Summary.

International Joint Commission. 1973. Report on Great Lakes Water Quality, Appendix B, Great Lakes Surveillance.

International Joint Commission. 1981. Report on Great Lakes Water Quality, Appendix B, Great Lakes Surveillance.

International Joint Commission. 1983. Report on Great Lakes Water Quality, Appendix B, Great Lakes Surveillance.

Kemp, A.L., and N.S. Harper. 1976. Sedimentation rates and a sediment budget for Lake Ontario. J. Great Lakes Res., 2(2): 324-40.

Kuntz, K.W., C.H. Chan, A.H. Clignett, and R. Boucher. 1982. Water quality sampling methods at Niagara-on-the-Lake. Water Quality Branch, Ontario Region, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Burlington, Ont. Unpub. rep.

Neilson, M.A.T. 1983. Report on the status of the open waters of Lake Ontario. Water Quality Branch, Ontario Region, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Burlington, Ont. Unpub. rep.

Rainey, R.H. 1967. Natural displacement of pollution from the Great Lakes. Science, 155: 1242-43.

Rathke, D.E., and C.J. Edwards. 1984. Synopsis of Lake Erie water quality. A report to the Surveillance Work Group-IJC.

Rosa, F. 1985. Lake Erie central basin total phosphorus trend analysis from 1968 to 1982. National Water Research Institute, Canada Centre for Inland Waters, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Burlington, Ont. Unpub. rep. No. 85-101.

Sonzogni, W.C., W. Richardson, P. Rodgers, and T.J. Monteith. 1983. Chloride pollution of the Great Lakes. J. Water Pollut. Control Fed., 55(5): 513-21.

U.S. Environmental Protection Agency. 1972. Report to the Lake Michigan Enforcement Conference on Chloride. U.S. Environmental Protection Agency, Region V, Chicago, Ill.

Environnement Canada
Environment Canada

Évolution récente de la qualité de l'eau de la rivière Niagara

K.W. Kuntz

ÉTUDE N° 146, COLLECTION DES RAPPORTS TECHNIQUES

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
RÉGION DE L'ONTARIO
DIRECTION DE LA QUALITÉ DES EAUX
BURLINGTON (ONTARIO) 1988

(Available in English on request)

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1988

N° de cat. En 36-503/146F

ISBN 0-662-94780-0

Table des matières

	Page
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	v
INTRODUCTION	1
MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE	1
Emplacement et appareillage	1
Analyses chimiques	1
DISCUSSION	2
Paramètres physiques	2
Substances nutritives	3
Phosphore total	3
Azote des nitrates et des nitrites	5
Silice réactive	7
Apports	7
Ions principaux	8
Métaux à l'état de traces	13
SOMMAIRE	16
RÉFÉRENCES	16

Tableaux

1. Paramètres physiques	2
2. Apports annuels de substances nutritives	7
3. Concentrations moyennes annuelles des ions principaux	8
4. Apports annuels des ions principaux	9
5. Concentrations médianes annuelles des métaux à l'état de traces	14
6. Pourcentages d'échantillons de métaux à l'état de traces ne respectant pas les objectifs de l'accord de 1978	14
7. Apports annuels de métaux totaux à l'état de traces	14

Illustrations

Figure 1. Débits mensuels de 1976 à 1983	2
Figure 2. Graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour la conductivité spécifique	3

Illustrations (suite)

		Page
Figure 3.	Valeurs mensuelles de la turbidité de 1981 à 1983	3
Figure 4.	Concentrations mensuelles de phosphore total de 1976 à 1983	4
Figure 5.	Graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour les concentrations de phosphore total	4
Figure 6.	Apports annuels de phosphore total	5
Figure 7.	Concentrations mensuelles d'azote des nitrates de 1976 à 1983	6
Figure 8.	Graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour les concentrations d'azote des nitrates	6
Figure 9.	Concentrations mensuelles de la silice réactive de 1981 à 1983	7
Figure 10.	Apports annuels de nitrates	8
Figure 11.	Moyennes mensuelles des concentrations des ions principaux et du débit en 1982	9
Figure 12.	Comparaison des courbes de l'alcalinité totale, de la concentration de calcium et de la conductivité spécifique de 1975 à 1982	10
Figure 13.	Concentrations annuelles des chlorures de 1975 à 1983	10
Figure 14.	Concentrations annuelles de sodium de 1975 à 1983	11
Figure 15.	Graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour les concentrations de chlorures	11
Figure 16.	Graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour les concentrations de sodium	12
Figure 17.	Graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour les concentrations de calcium	12
Figure 18.	Graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour l'alcalinité totale	12
Figure 19.	Apports annuels de chlorures pour les rivières Niagara et Detroit	13
Figure 20.	Graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour les concentrations du fer total	15
Figure 21.	Graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour les concentrations de l'aluminium extractible	15
Figure 22.	Graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour les concentrations du plomb total	15

Résumé

Les résultats de l'analyse des échantillons d'eau prélevés dans la rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake au cours de la période de 1976 à 1983 sont examinés. Les moyennes annuelles de la concentration et de l'apport estimatif sont présentées pour divers paramètres physiques, substances nutritives, ions importants et métaux à l'état de traces. Les moyennes mensuelles sont également données pour faire voir les variations saisonnières. Les apports annuels calculés sont comparés aux estimations historiques. La tendance à long terme observée pour les paramètres choisis est analysée, ainsi que le respect des objectifs établis dans l'Accord relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs de 1978.

Abstract

Results from Niagara River water samples collected at Niagara-on-the Lake over the period 1976 to 1983 are discussed. Annual mean concentrations and estimated annual mean loadings for selected physical parameters, nutrients, major ions, and trace metals are presented. Monthly mean values have also been included to indicate seasonal changes. Annual loadings are compared to historic loading estimates. The observed long-term trend for selected parameters and compliance with the 1978 Great Lakes Water Quality Agreement specific objectives are discussed.

Évolution récente de la qualité de l'eau dans la rivière Niagara

K.W. Kuntz

INTRODUCTION

Les changements dans les caractéristiques chimiques des eaux des Grands Lacs sont dus surtout à l'augmentation rapide des apports par charriage dans les bassins, augmentation qui découle principalement de l'accroissement des populations dans la région depuis 1900 (Beeton, 1965). Des estimations exactes des changements relatifs à la quantité de matières aboutissant dans les Grands Lacs sont requises pour l'évaluation des tendances, la mise au point de modèles et la planification ainsi que la bonne gestion des ressources en eau de la région.

La rivière Niagara est le principal tributaire du lac Ontario (Casey et Salbach, 1974) : elle fournirait plus de 85 % de l'alimentation totale en eau du lac; elle serait à l'origine d'environ 50 % des entrées d'azote et de phosphore, de toutes sources, dans le lac. La Niagara est en outre le seul exutoire pour les eaux du lac Érié; elle charrierait 50 % de toutes les matières solides à grains fins (dimensions du limon et de l'argile) entrant dans le lac Ontario (Kemp et Harper, 1976).

Vu l'importance des apports de la rivière Niagara pour la qualité des eaux du lac Ontario, la Direction de la qualité des eaux de la Direction générale des eaux intérieures, région de l'Ontario (DQE-RO), a établi une station de contrôle journalier à l'embouchure de la rivière, à Niagara-on-the-Lake, en 1975. L'un de ses principaux objectifs a été d'obtenir des estimations annuelles des apports de certaines substances chimiques et de déterminer l'évolution de la qualité de l'eau dans la rivière Niagara. Le présent rapport porte sur l'évolution des concentrations et des apports au cours de la période 1976 à 1983.

MÉTHODES D'ÉCHANTILLONNAGE

Emplacement et appareillage

Les échantillons ont été prélevés à la station de traitement d'eau de la municipalité régionale de Niagara, à Niagara-on-the-Lake, à environ 1.6 km en amont du lac Ontario, du côté ontarien de la rivière. Cet emplacement a été choisi parce que des relevés effectués dans cette partie de la rivière en 1974 avaient indiqué que l'eau y était chimiquement homogène, que sa qualité ne variait pas sur le plan transversal (Chan, 1977) et qu'elle était donc représentative de la qualité de l'eau s'écoulant dans le lac Ontario.

Les échantillons d'eau ont été prélevés journalièrement au moyen d'une tubulure de prélèvement, d'une pompe immergée et d'un échantillonneur d'eau à prélèvement journalier. La tubulure de prélèvement, constituée d'un tube de polyéthylène noir de 1.9 cm (D.I.), a été placée dans la rivière et ancrée à la rive au moyen d'un câble d'acier de 0.6 cm; on lui a ajouté du poids pour l'immerger jusqu'au fond. Le tube a été relié à une bouée Espar ancrée, le bout du tube flottant librement au-dessus du fond. Le tube s'étendait jusqu'à un point situé approximativement à 60 m de la rive, dans le courant principal de la rivière. Il remontait le long de la bouée jusqu'à une distance d'environ 6 m du fond et 13 m de la surface. Il a été allongé d'environ 2 m au moyen d'un tube de polyéthylène bouché au bout. Une série de trous de 0.3 cm ont été percés sur une distance d'environ 1 m à partir du bout de manière à constituer un filtre grossier, empêchant les poissons et les plantes d'entrer dans le tube. On trouvera une description complète du dispositif d'échantillonnage dans Kuntz et coll. (1982).

Analyses chimiques

Les analyses chimiques des échantillons d'eau ont été effectuées conformément au *Manuel des méthodes analytiques* (Environnement Canada, 1979). Les paramètres physiques (turbidité, débit et conductivité spécifique à 25 °C) et les substances nutritives (phosphore total, azote Kjeldahl total, azote des nitrates et des nitrites et silice réactive soluble) ont été mesurés chaque jour, tandis que les ions principaux (alcalinité totale, calcium, sulfate, chlorure, sodium, magnésium et potassium) ainsi que les métaux totaux (toutes formes) à l'état de traces (fer, aluminium, manganèse, cuivre, zinc, nickel, chrome, cadmium, plomb, arsenic et mercure) l'ont été chaque semaine.

DISCUSSION

Paramètres physiques

Les débits mensuels moyens calculés pour les huit années de 1976 à 1983 varient entre un minimum de 5950 $m^3\ s^{-1}$ pour février, et un maximum de 6721 $m^3\ s^{-1}$ pour mai, ce qui représente un écart d'environ 13 % (figure 1). Les pointes ont été mesurées en avril, mai et juin, et sont attribuables au ruissellement printanier. Les minimums d'hiver ont été enregistrés en janvier et février à la suite du gel. Les moyennes annuelles (tableau 1) ont fluctué entre 6714 $m^3\ s^{-1}$ en 1976, et 6102 $m^3\ s^{-1}$, en 1977, ce qui représente un écart d'environ 10 %.

Pour la conductivité spécifique à 25 °C, les moyennes pour chaque mois fluctuent entre un minimum de 295 $\mu S\ cm^{-1}$ en avril, durant la période des débits de pointe, et un maximum de 314 $\mu S\ cm^{-1}$, en février, durant la période d'étiage. Les concentrations élevées de chlorure et de sodium, attribuables aux épandages de sel sur les routes en hiver, ont pu causer une partie de l'augmentation observée à la période d'étiage. Depuis que la conductivité spécifique est mesurée, celle-ci est passée de 310 $\mu S\ cm^{-1}$ en moyenne en 1977 à environ 298 $\mu S\ cm^{-1}$ en 1983 (tableau 1). Le rythme annuel de diminution, calculé d'après la courbe des moyennes mobiles de 12 mois (figure 2), est d'environ 2.2 $\mu S\ cm^{-1}$. La valeur de r pour la droite des moyennes mobiles est de -.90, ce qui indique un bon ajustement et est significatif au niveau de 1 %. La valeur de F pour l'analyse de la variance est de 345, ce qui indique une diminution significative avec un niveau de confiance de 99 %. La majeure partie de la diminution de la conductivité spécifique peut être expliquée par la diminution des concentrations de sodium et de chlorure observée au cours de la période.

Tableau 1. Paramètres physiques

Année	Débit ($m^3 s^{-1}$)	Conductivité spécifique à 25°C ($\mu S\ cm^{-1}$)	Turbidité (UJT)
1976	6714	306	–
1977	6102	310	–
1978	6190	308	–
1979	6303	310	–
1980	6574	300	–
1981	6265	300	2.9
1982	6296	297	4.7
1983	6473	298	4.5

Les données sur la turbidité, recueillies uniquement de 1981 à 1983, font voir distinctement une augmentation saisonnière pour novembre, décembre et janvier (figure 3). Les moyennes pour ces trois mois se situent entre 6.1 et 13.2 UJT (unité Jackson de turbidité) alors que les moyennes pour juin, juillet et août varient entre 1.0 et 1.7 UJT. On croit que l'augmentation de la turbidité en hiver serait reliée à une érosion accrue et une remise en suspension plus importante des sédiments dans le lac Érié sous l'effet de la vitesse supérieure des vents à l'automne et en hiver.

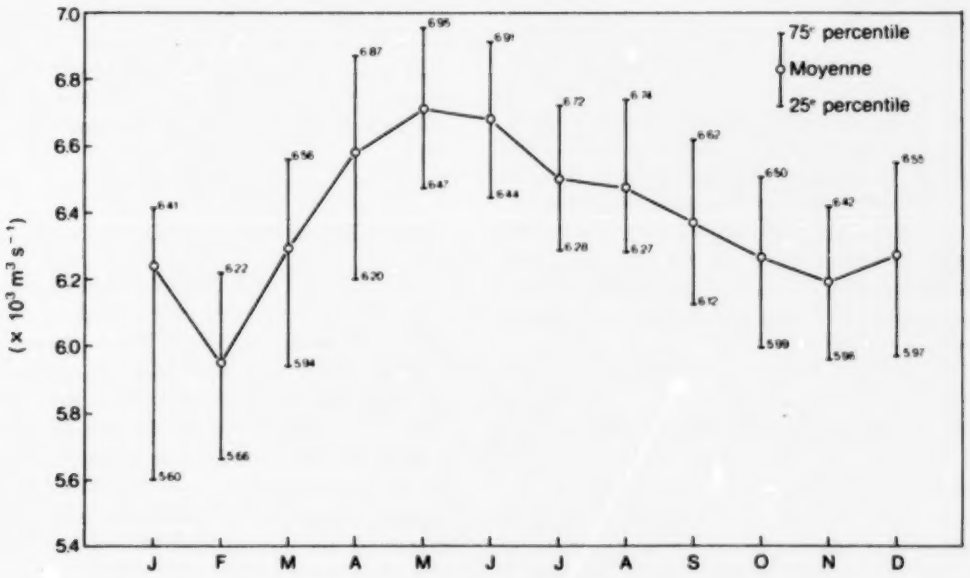

Figure 1. Débits mensuels de 1976 à 1983.

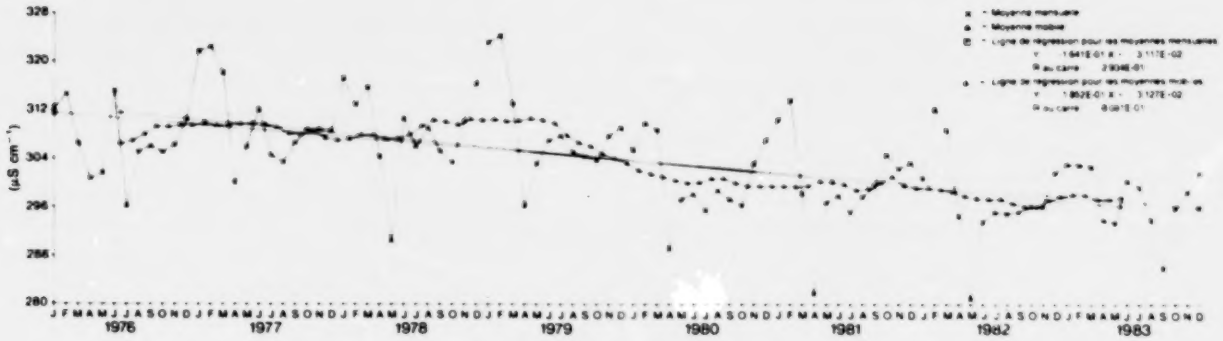
(µS cm⁻¹)
328
320
312
304
296
288
280
J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D
1976
1977
1978
1979
1980
1981
1982
1983

Figure 2. Graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour la conductivité spécifique (25 °C).

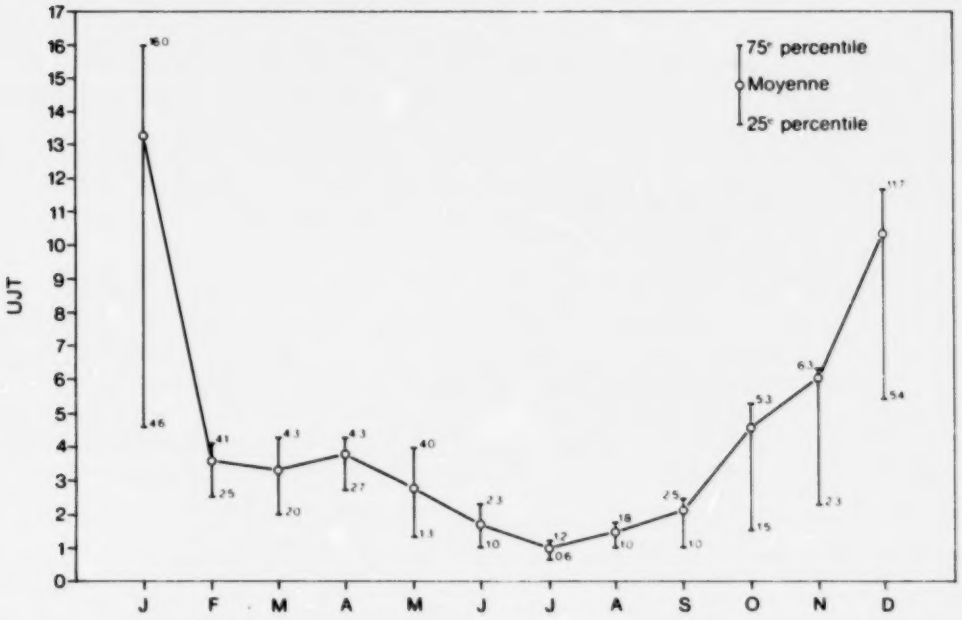

Figure 3. Valeurs mensuelles de la turbidité de 1981 à 1983.

Substances nutritives

Phosphore total

Pour les huit années considérées, les concentrations moyennes de phosphore total pour chaque mois vont de 0.016 mg L^{-1} pour juillet à 0.032 mg L^{-1} pour décembre (figure 4). Les valeurs plus élevées en hiver sont dues à l'augmentation des matières en suspension dans l'eau, laquelle se traduit aussi par des valeurs plus élevées pour la turbidité. Cette augmentation découle également du cycle biologique dans le bassin est du lac Érié où l'on observe dans l'épilimnion des concentrations élevées de phosphore durant la période d'hiver, quand les eaux sont bien mélangées, et des valeurs plus faibles en été après l'assimilation par les algues et la sédimentation subséquente (Rathke et Edwards, 1984).

Les concentrations de phosphore total dans le lac Ontario ont diminué substantiellement d'après les chiffres pour 1972 (Casey et Salbach, 1974). À la figure 5, la droite des moyennes mobiles de 12 mois fait voir claire-

ment la diminution du phosphore total dans la rivière Niagara. En huit ans, de 1976 à 1983, la concentration est passée d'environ 0.026 mg L^{-1} à environ 0.016 mg L^{-1}, pour une diminution annuelle de 0.001 mg L^{-1} a^{-1}. Toutefois, la diminution n'est pas significative au niveau de confiance de 95 % (El-Shaarawi et coll., 1983) de 1975 à 1980. Une diminution annuelle similaire de 0.0011 mg L^{-1} a^{-1} pour les concentrations de phosphore total dans les eaux de surface du lac Ontario au printemps a été observée par Neilson (1983). La valeur de r pour la ligne de régression des moyennes mobiles de 1976 à 1983 est de -.71, ce qui indique un bon ajustement, significatif au niveau de 1 %. La valeur de F, de 85, est significative au niveau de 99 %.

Plusieurs raisons peuvent être données pour cette diminution de la concentration du phosphore total dans la

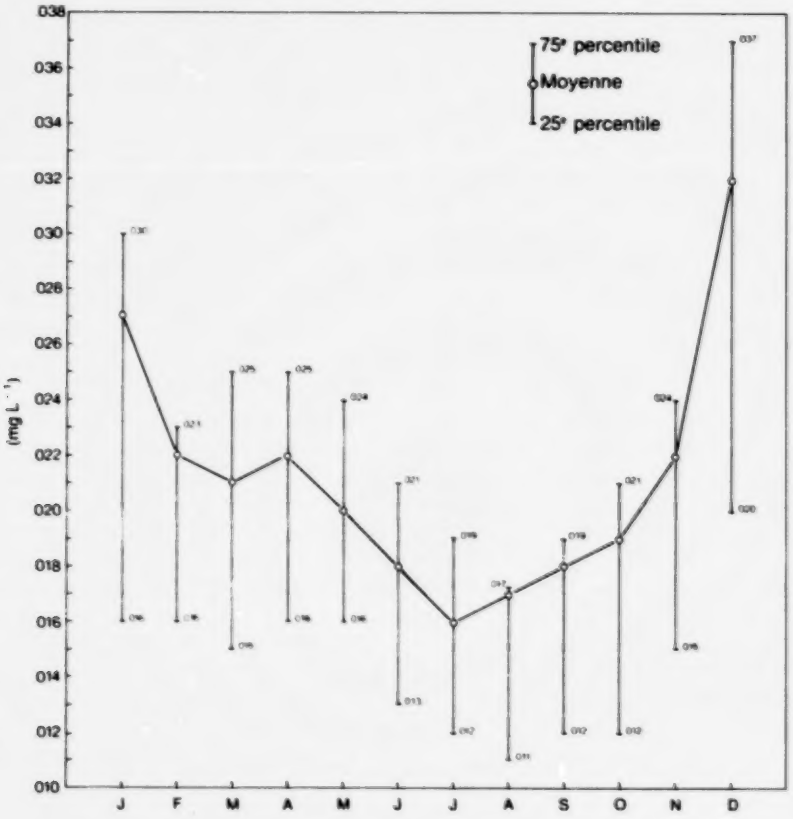

Figure 4. Concentrations mensuelles de phosphore total de 1976 à 1983.

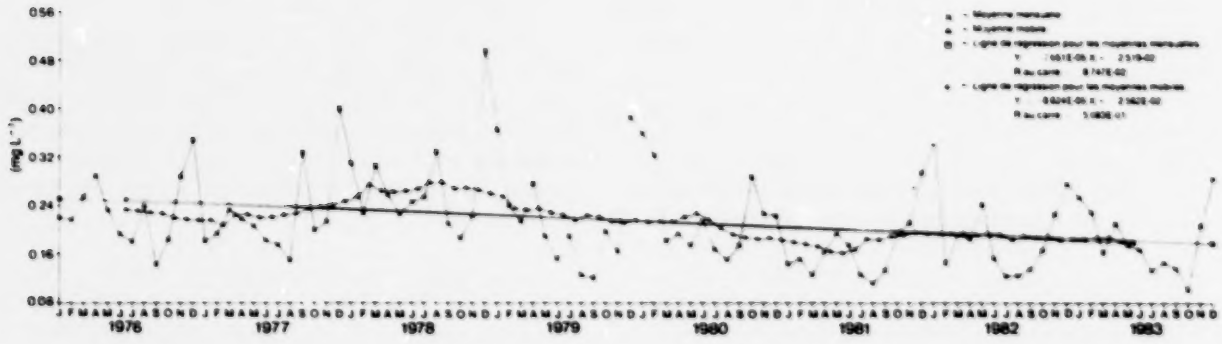

Figure 5. Graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour les concentrations de phosphore total.

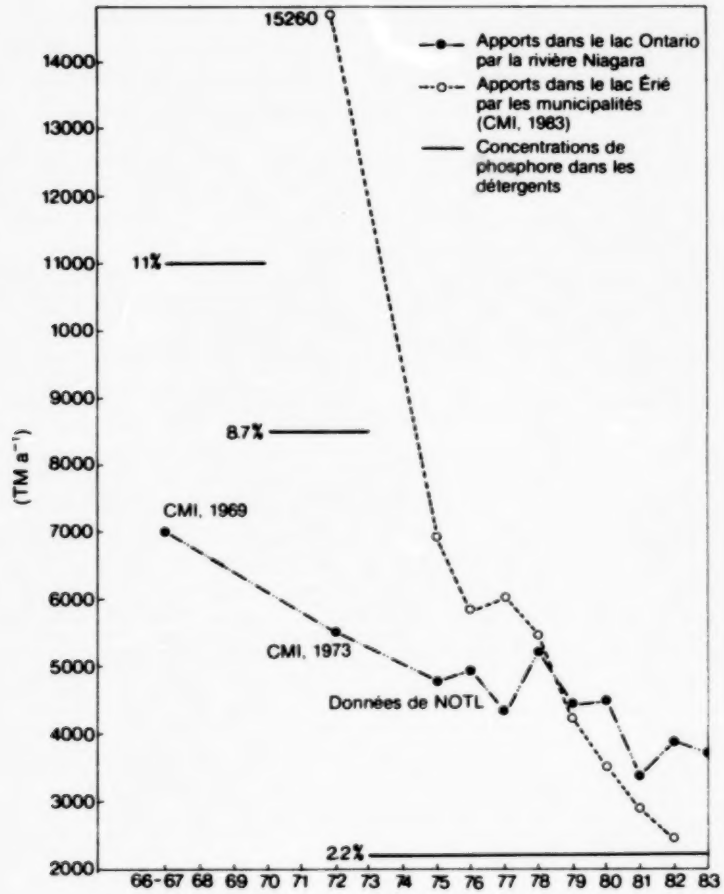

Figure 6. Apports annuels de phosphore total.

rivière Niagara. Comme on peut le voir à la figure 6, les rejets de phosphore dans le lac Érié par les municipalités ont diminué de façon significative depuis 1966-1967 (données de la Commission mixte internationale, 1969). La diminution de ces rejets est due principalement à l'amélioration des installations de traitement des eaux usées, situées à proximité du lac Érié et de la rivière Detroit. Par ailleurs, il y a eu au même moment une baisse importante de l'utilisation du phosphore dans les détergents au Canada et dans certains États bordant les Grands Lacs (figure 6). Ainsi, la teneur en phosphore des détergents est passée de 11 % en 1968 à 2.2 % depuis 1973. La diminution de la teneur en phosphore des détergents a pu avoir un effet sur les rejets des municipalités et, par conséquent, sur la qualité des eaux du lac Érié et de la rivière Niagara.

D'autres chercheurs ont également relevé une diminution du phosphore total dans le lac Érié. El-Shaarawi (1984) a construit un modèle statistique sur la variation du phosphore total dans chacun des bassins de ce lac et a observé, à partir de données sur la couche superficielle (1 m) obtenues par le Centre canadien des eaux intérieures (CCEI) de 1968 à 1980, que la composante tendancielle était hautement significative ($P \geq .01$) pour les bassins ouest et central et qu'elle était significative ($P \geq .05$) pour le bassin est. Ses données indiquent que les concentrations dans le bassin est sont passées de 0.018 mg L^{-1} en 1970 à 0.0129 mg L^{-1} en 1980 (une diminution d'environ 34 % en 10 ans). Rosa (1985) a également observé une diminution de 0.000 56 mg L^{-1} a^{-1} dans les eaux de l'épilimnion du bassin central de 1968 à 1982.

Azote des nitrates et des nitrites

Les concentrations mensuelles moyennes d'azote des nitrates de 1976 à 1983 font voir le cycle typique de l'assimilation de l'azote à la fin de l'été, avec un minimum de 0.122 mg L^{-1} en septembre. Les moyennes pour les mois

d'hiver et du printemps sont considérablement plus élevées, atteignant 0.314 mg L^{-1} pour mai. Les variations mensuelles de l'azote des nitrates, mesurées à cette station depuis 1975 (figure 7), traduisent le cycle typique de l'assimilation de l'azote, avec des valeurs élevées en hiver et au printemps et des valeurs réduites en août, septembre et octobre.

On trouvera à la figure 8 les graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour l'azote des nitrates. Le cycle annuel caractéristique des concentrations s'y voit très bien. Ces graphiques révèlent également une augmentation continue des concentrations d'azote des nitrates depuis 1976. La valeur de r pour la ligne de régression des moyennes mobiles est de +.77, indiquant un bon ajustement, et elle est significative au niveau de 1 %. La valeur de F pour l'analyse de la variance est de 116 et elle est significative au niveau de 99 %. D'après la ligne de régression pour les moyennes mobiles de 12 mois, l'augmentation est de 0.010 mg L^{-1} a^{-1}. Une augmentation identique a été signalée pour l'ensemble du lac Ontario de 1969 à 1977 dans le rapport annuel sur la qualité des eaux de ce lac préparé par la DQE-RO (Neilson, 1983) pour le rapport annuel du Conseil de la qualité de l'eau.

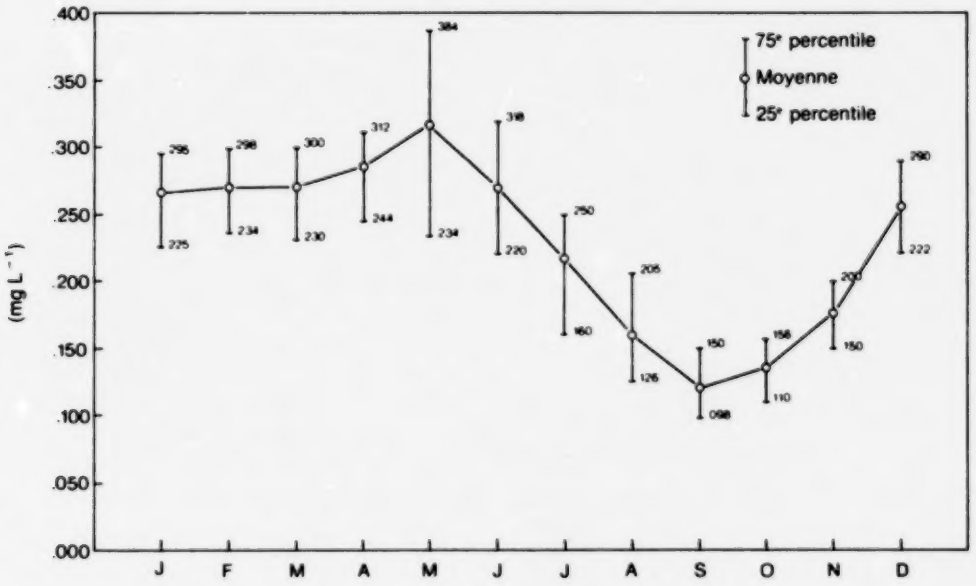

Figure 7. Concentrations mensuelles d'azote des nitrates de 1976 à 1983.

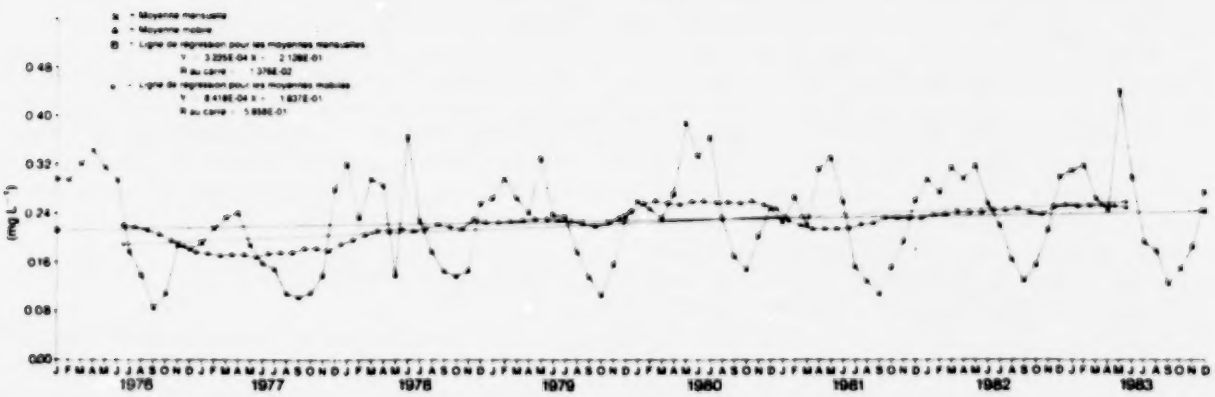

Figure 8. Graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour les concentrations d'azote des nitrates.

Silice réactive

La courbe des concentrations de silice réactive de 1981 à 1983 fait voir la diminution saisonnière typique des silicates au printemps et à l'été (figure 9). Des valeurs plus élevées ont été mesurées en automne et en hiver. Un cycle saisonnier de ce genre a également été observé dans le lac Érié par Rathke et Edwards (1984).

Apports

Les apports annuels de substances nutritives (P total et NO_3) dans le lac Ontario par la rivière Niagara sont présentés au tableau 2.

Les apports de phosphore total dans le lac Ontario (figure 6) ont diminué substantiellement depuis 1972 (données de Casey et Salbach, 1974). Les apports journaliers moyens de phosphore total pour chaque mois de l'année varient entre 6.8 TM d^{-1} pour juillet et août et 18.6 TM d^{-1} pour janvier. Ces variations ne semblent pas reliées directement au cycle du débit qui atteint un maximum en juin et un minimum en octobre.

Les apports de nitrates dans le lac Ontario (figure 10) ont augmenté substantiellement depuis 1975, soit d'environ 3×10^4 TM a^{-1} à environ 5×10^4 TM a^{-1}, ce qui représente une augmentation d'environ 40 %. En appliquant un modèle statistique à un nombre limité de séries annuelles de données pour la période de 1971 à 1980, El-Shaarawi

Tableau 2. Apports annuels de substances nutritives ($\times 10^4$ TM a^{-1})

Année	P (total)	NO_3
1975*	0.478	3.14
1976	0.493	4.78
1977	0.431	3.32
1978	0.522	4.16
1979	0.441	4.53
1980	0.449	5.44
1981	0.336	4.27
1982	0.387	4.93
1983	0.376	5.11

* Données incomplètes.

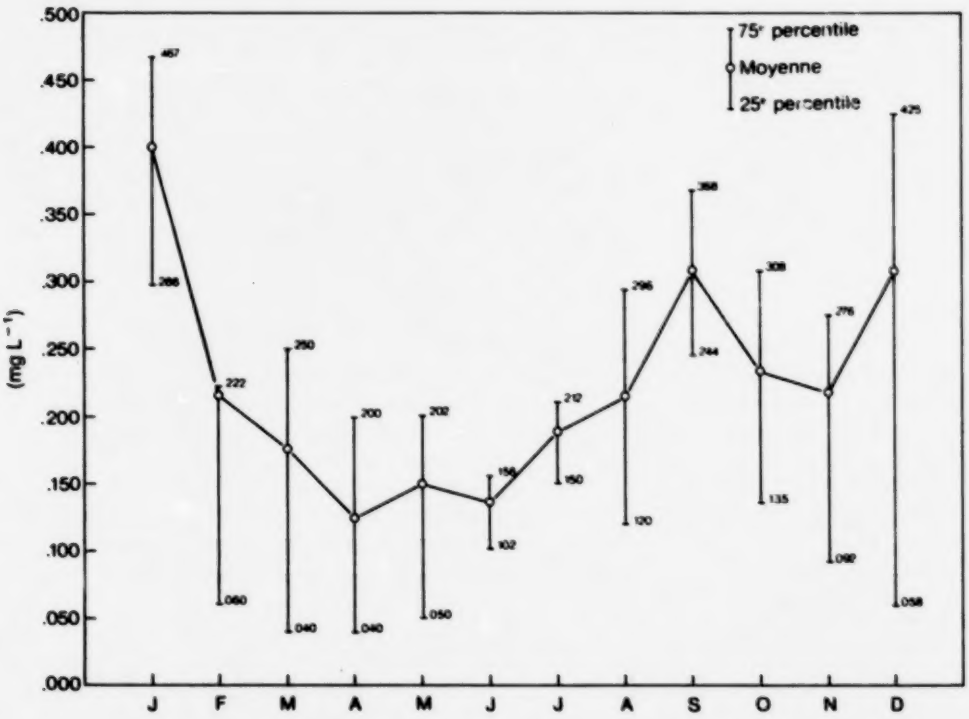

Figure 9. Concentrations mensuelles de la silice réactive de 1981 à 1983.

(1984) a trouvé que le niveau de l'azote sous forme de NO_3 et de NO_2 augmentait chaque année à un niveau statistiquement significatif ($P > .05$), mais aussi que l'amplitude du cycle saisonnier changeait. Une augmentation similaire a également été observée pour les apports de la rivière Detroit dans le lac Érié (Commission mixte internationale, 1981) (figure 10).

Ions principaux

Les moyennes annuelles des concentrations des sept ions principaux mesurés depuis 1975 sont données au tableau 3. Les chiffres pour les apports annuels d'ions principaux dans le lac Ontario par la rivière Niagara depuis 1975 sont présentés au tableau 4.

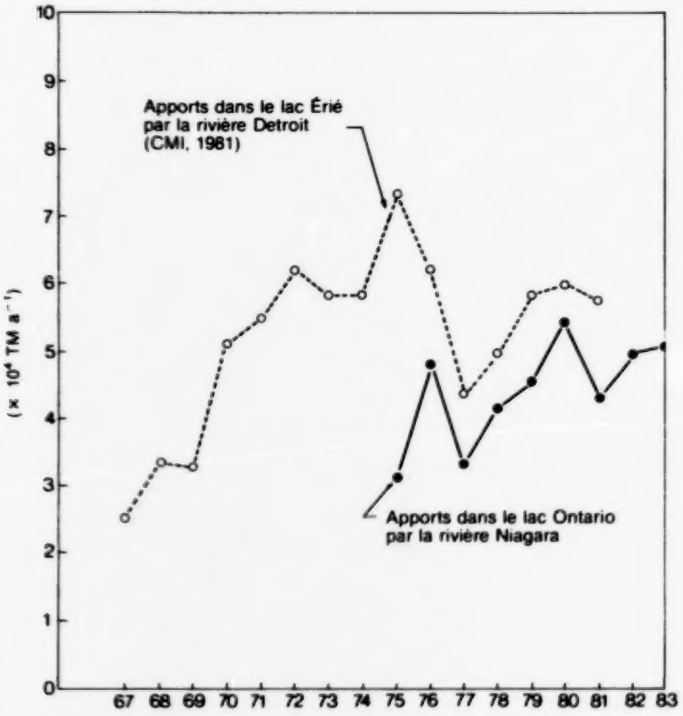

Figure 10. Apports annuels de nitrates.

Tableau 3. Concentrations moyennes annuelles des ions principaux (mg L^{-1})

Année	Alcalinité totale	Ca	SO_4	Cl	Na	Mg	K
1975*	92.3	37.4	25.1	21.1	10.4	8.1	1.3
1976	92.6	38.2	25.3	21.5	10.4	8.0	1.3
1977	91.3	37.3	24.7	22.2	10.6	7.9	1.4
1978	90.2	36.2	24.5	22.0	10.5	8.1	1.4
1979	91.0	36.0	24.6	21.4	10.4	8.0	1.4
1980	88.7	35.1	24.7	19.7	9.9	8.1	1.4
1981	93.6	36.2	24.3	19.0	9.6	8.0	1.3
1982	99.4	36.5	24.7	18.2	9.3	8.0	1.3
1983	97.1	35.5	26.0	17.2	9.0	8.2	1.4

* Données incomplètes.

Tableau 4. Apports annuels des ions principaux (X 10^6 TM a^{-1})

Année	Alcalinité totale	Ca	SO_4	Cl	Na	Mg	K
1975*	19.9	8.06	5.41	4.56	2.26	1.76	0.284
1976	19.8	8.16	5.40	4.59	2.22	1.71	0.284
1977	17.7	7.22	4.78	4.30	2.06	1.54	0.271
1978	18.0	7.22	4.89	4.39	2.09	1.61	0.272
1979	18.4	7.27	4.96	4.32	2.11	1.62	0.275
1980	18.6	7.38	5.20	4.15	2.08	1.71	0.287
1981	18.8	7.28	4.87	3.81	1.93	1.62	0.255
1982	19.9	7.32	4.95	3.65	1.87	1.60	0.272
1983	20.1	7.35	5.38	3.54	1.85	1.70	0.280

* Données incomplètes.

Des graphiques permettant de voir les variations saisonnières au cours de 1982 sont présentés à la figure 11. On constate que la variabilité saisonnière est faible pour Ca, Cl, SO_4, Na, Mg et K, mais qu'elle est passablement plus élevée pour l'alcalinité totale. Il semble que la diminution de l'alcalinité en avril, mai et juin pourrait être en partie attribuable à la dilution causée par la fonte des neiges. La diminution de l'alcalinité est aussi due en partie à la diminution des concentrations de calcium observée en avril et en mai de chaque année (figure 12). Un cycle annuel semblable existe pour la conductivité spécifique.

Ces dernières années, les préoccupations ont augmenté au sujet de la salinité accrue des Grands Lacs. L'augmentation de la salinité a généralement été imputée à l'épandage de sel sur les routes en hiver (Fraser, 1981). Toutefois, des données récentes indiquent une diminution des concentrations des chlorures dans les lacs Érié et Ontario au cours des dix dernières années. D'après Fraser (1981), les concentrations des chlorures auraient diminué dans ces deux lacs surtout de 1974 à 1976. D'autres données produites par Sonzogni et coll. (1983) font voir une diminution similaire dans le lac Érié et la rivière Detroit. Il existe d'autres données indiquant que la principale raison de la diminution observée dans le lac Érié est la réduction importante des apports de sources industrielles dans la rivière Detroit. Une diminution de 40 % des rejets de chlorures au cours de la période de 1971 à 1973 a été signalée par l'Environmental Protection Agency des États-Unis (1972) pour plusieurs industries importantes situées dans le corridor de la rivière Detroit. Le complexe urbain Detroit-Windsor représente une source importante de chlorures dans cette rivière et, donc, dans le lac Érié. Comme les apports y ont diminué de façon importante depuis 1971, une diminution de la concentration des chlorures devrait finir par s'observer dans la rivière Niagara

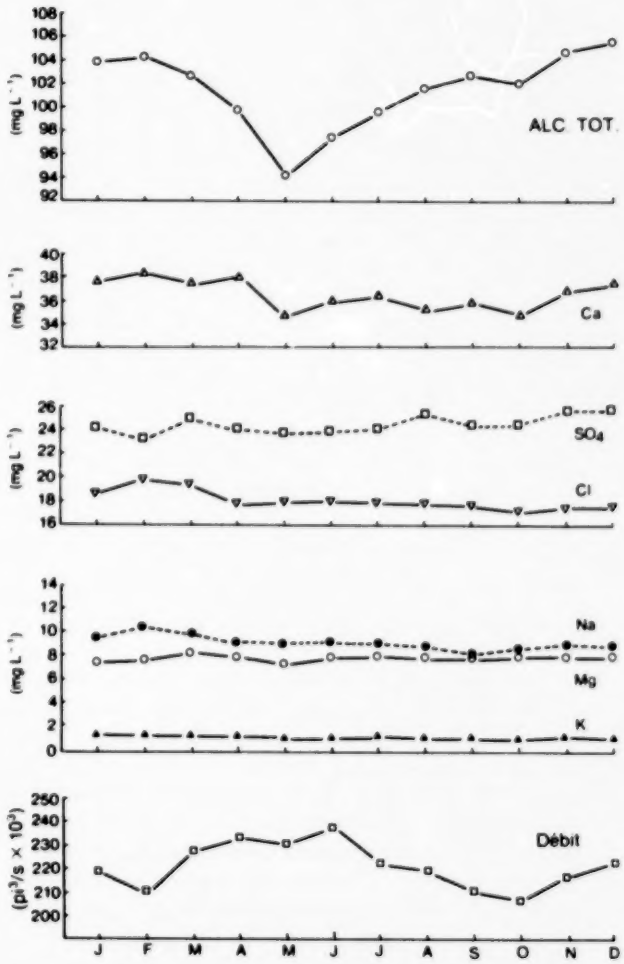

Figure 11. Moyennes mensuelles des concentrations des ions principaux et du débit en 1982.

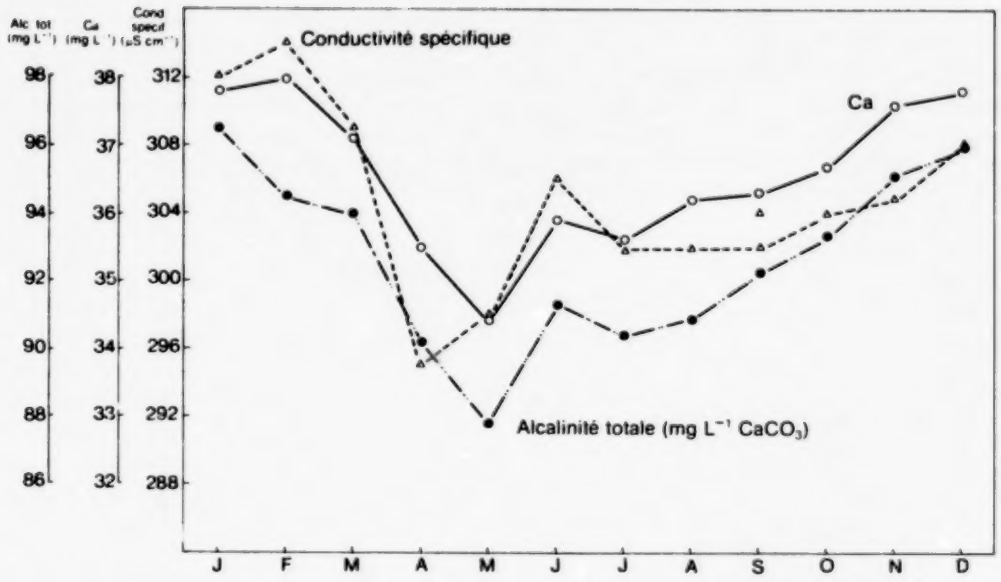

Figure 12. Comparaison des courbes de l'alcalinité totale, de la concentration de calcium et de la conductivité spécifique de 1975 à 1982.

à Niagara-on-the-Lake. Depuis 1977, leur concentration dans la rivière Niagara a diminué d'environ 5 mg L^{-1}, ou d'environ 22 % (figure 13). Cela voudrait dire qu'il aura fallu environ six ou sept ans pour «nettoyer» le lac Érié. C'est environ deux ou trois fois plus long que le temps de renouvellement du lac Érié prévu par Rainey (1967), c'est-à-dire 2.6 ans.

D'autres ions principaux, plus particulièrement le calcium et le sodium (figure 14), ont fait voir une diminution considérable de leurs concentrations depuis 1975 (tableau 3). Les concentrations moyennes annuelles du sodium ont diminué d'environ 1.7 mg L^{-1} depuis 1977, tandis que celles du calcium ont baissé d'environ 2.7 mg L^{-1} depuis 1976.

L'évolution des concentrations des chlorures et du sodium se voit très bien sur les graphiques des moyennes mobiles de 12 mois (figures 15 et 16). Les valeurs de r pour les lignes de régression des moyennes mobiles sont de -.96 et de -.95 respectivement, ce qui indique un ajustement significatif au niveau de 99 %. La valeur de F pour l'analyse de la variance est significative au niveau de 99 % pour les deux paramètres. Les concentrations des chlorures et du sodium diminuent respectivement de 0.79 mg L^{-1} et 0.25 mg L^{-1} a^{-1}. Les concentrations du calcium (figure 17) diminuent de 0.23 mg L^{-1} a^{-1}, tandis que l'alcalinité totale augmente de 1.15 mg L^{-1} a^{-1} (figure 18). La valeur de r pour la ligne des moyennes mobiles est de -.55 pour le calcium, tandis qu'elle est de +.67 pour l'alcalinité, ce qui est encore significatif au niveau de 99 %. Les valeurs de F pour l'analyse de la variance sont de 35 et 68 respectivement, ce qui est également significatif au niveau de 99 %. On a calculé, compte tenu de ces rythmes de changement, que

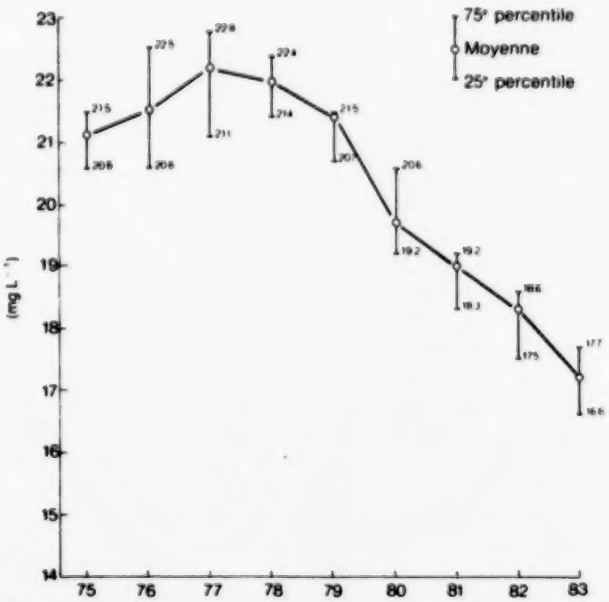

Figure 13. Concentrations annuelles des chlorures de 1975 à 1983.

le changement net de la conductivité spécifique attribuable aux diminutions des concentrations des ions sodium, chlorure et calcium et à l'augmentation de l'alcalinité était de 1.8 $\mu S\ cm^{-1}\ a^{-1}$. Cela est très près de la valeur de 2.2 $\mu S\ cm^{-1}$ indiquée pour le changement de la conductivité spécifique par le graphique des moyennes mobiles (figure 3).

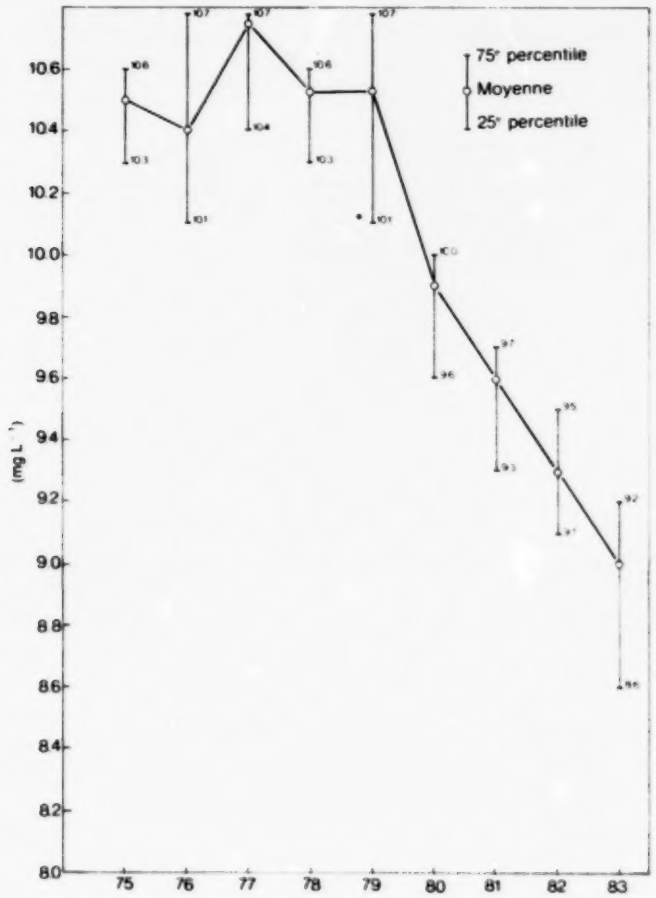

Figure 14. Concentrations annuelles de sodium de 1975 à 1983.

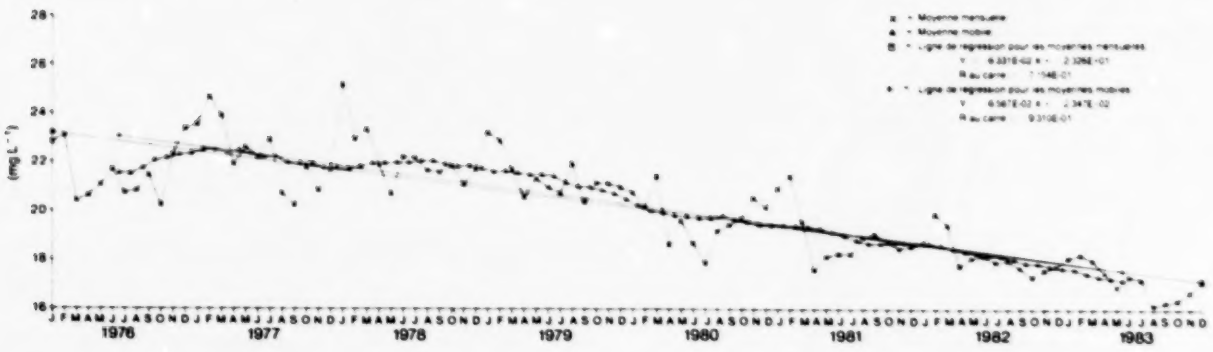
(mg L⁻¹)
28
26
24
22
20
18
16
J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D
1976
1977
1978
1979
1980
1981
1982
1983

Figure 15. Graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour les concentrations des chlorures.

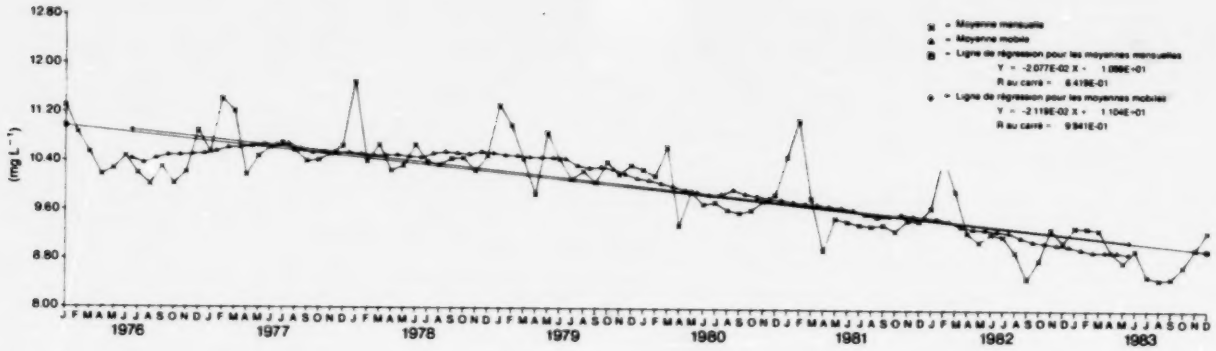
12.80
12.00
11.20
10.40
9.60
8.80
8.00
(mg L⁻¹)
J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D
1976
1977
1978
1979
1980
1981
1982
1983

Figure 16. Graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour les concentrations de sodium.

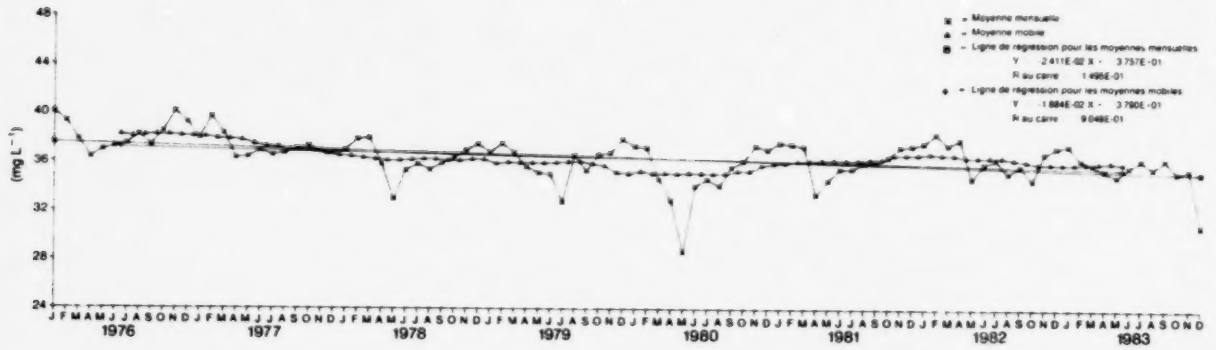
48
44
40
36
32
28
24
(mg L⁻¹)
J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D
1976
1977
1978
1979
1980
1981
1982
1983

Figure 17. Graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour les concentrations de calcium.

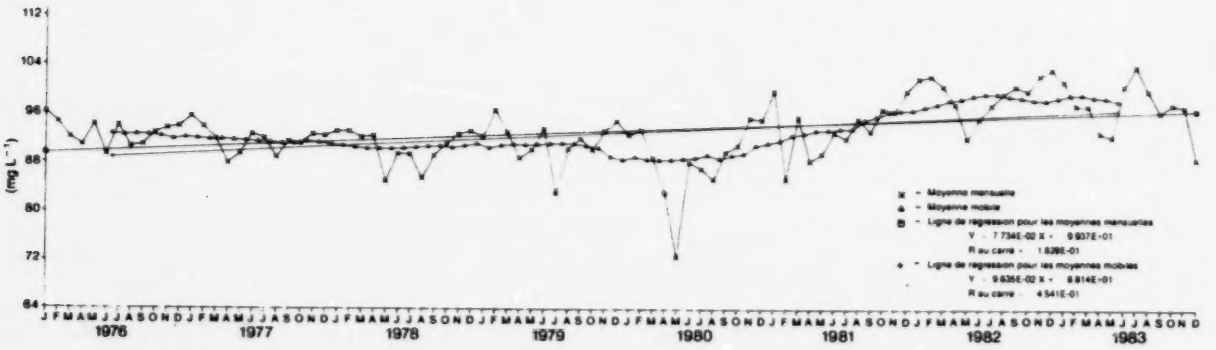
112
104
96
88
80
72
64
(mg L⁻¹)
J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D J F M A M J J A S O N D
1976
1977
1978
1979
1980
1981
1982
1983

Figure 18. Graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour l'alcalinité totale.

De la diminution de la concentration des chlorures s'ensuit une diminution importante des apports dans le lac Ontario de 1976 à 1983. Ainsi, les apports de chlorures par la rivière Niagara sont passés de 4.6×10^6 TM a^{-1} à environ 3.5×10^6 TM a^{-1}, ce qui représente une diminution d'environ 23 % (figure 19). Une diminution plus importante, soit de 42 %, a été observée pour la rivière Detroit de 1967 à 1980 (données de la Commission mixte internationale, 1981).

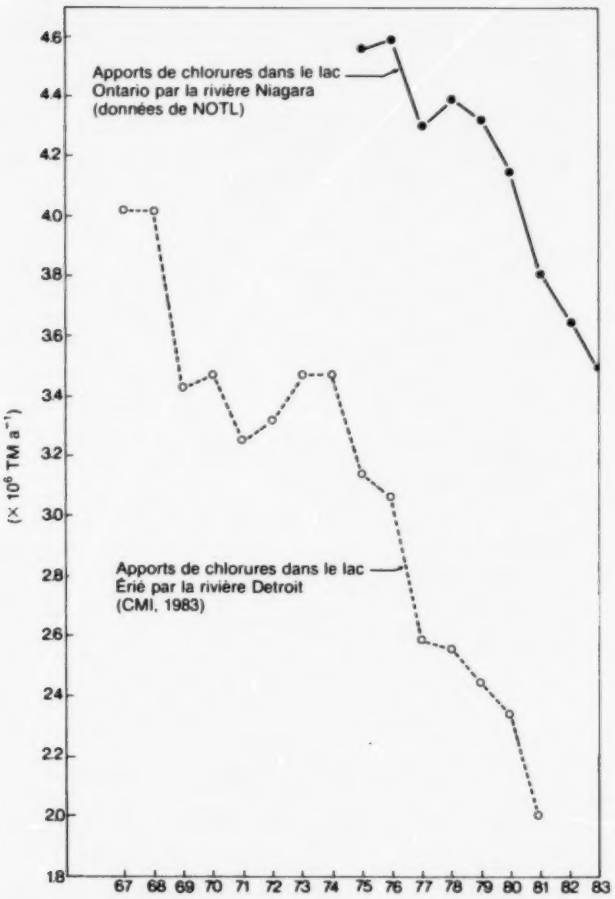

Figure 19. Apports annuels de chlorures pour les rivières Niagara et Detroit.

D'autres ions principaux comme le magnésium, le potassium et le sulfate n'ont pas présenté de changements importants. Dans le cas du sulfate, le changement observé est significatif au niveau de 95 % mais non au niveau de 99 %.

Métaux à l'état de traces

Les concentrations médianes annuelles des 11 métaux à l'état de traces mesurés depuis 1975 sont données au tableau 5. Ces concentrations ont été mesurées dans des échantillons prélevés une fois par semaine approximativement. Le pourcentage des échantillons hebdomadaires ne respectant pas les objectifs de l'accord de 1978 est indiqué au tableau 6. On trouvera au tableau 7 les chiffres sur les apports annuels dans le lac Ontario par la rivière Niagara 1975 à 1983.

Les graphiques des moyennes mobiles de 12 mois pour les concentrations du fer total et de l'aluminium extractible (figures 20 et 21) indiquent des augmentations importantes de 1976 à 1983. D'après les lignes de régression pour les moyennes mobiles, les rythmes annuels d'augmentation depuis 1976 seraient pour le fer total de 0.045 mg L^{-1} a^{-1} et pour l'aluminium extractible de 0.008 mg L^{-1} a^{-1}. Les valeurs de r pour les lignes de régression des moyennes mobiles, de +.49 pour l'aluminium et de +.79 pour le fer, respectivement, sont significatives au niveau de 99 %. Les valeurs de F pour l'analyse de la variance sont de 26 et de 132 respectivement et sont également significatives au niveau de 99 %. On croit que les augmentations observées seraient reliées à la fréquence de certains événements climatiques naturels tels les fortes chutes de pluies et les vents violents.

Une analyse des données de la National Oceanic and Atmospheric Administration qui ont été recueillies à l'aéroport de Buffalo a révélé que la fréquence des jours où les vents moyens dépassaient 20 mi/h (≈32 km/h) a été plus faible en 1981 qu'en 1979 et 1980. En 1979 et 1980, on a enregistré respectivement 12 et 10 jours de vents d'une telle ampleur, en 1981, seulement 6, mais en 1982, 33! En 1983, enfin, on en a compté 11.

Un autre facteur important est le moment du prélèvement des échantillons. Si un échantillon est prélevé un jour de vents violents ou le jour suivant, il est probable que les concentrations de fer et d'aluminium y seront élevées. En 1982, année pour laquelle les concentrations médianes de fer sont les plus élevées, 12 des dates d'échantillonnage correspondent à des journées ou à des lendemains de journées où la vitesse moyenne des vents enregistrée à Buffalo était d'au moins 20 mi/h. Comme la concentration du fer total dans la colonne d'eau semble reliée au degré de remise en suspension des sédiments du fond sous l'effet des vents, il s'ensuit que le pourcentage de non respect de l'objectif de 0.300 mg L^{-1} fixé par la CMI pour le fer total est plus élevé en 1980 et 1982, atteignant 55 % et 54 % respectivement.

Tableau 5. Concentrations médianes annuelles des métaux à l'état de traces (mg L^{-1})

Année	Nbre d'observations	Fe	Al	Mn	Ni	Zn	Cu	Cr	Pb	Cd	Hg	As
1975*	19	0.110	0.040	0.004	0.002	0.003	0.003	0.002	0.002	<0.001	–	–
1976	51	0.110	0.060	0.010	0.003	0.005	0.006	0.001	0.002	<0.001	–	–
1977	48	0.140	0.050	0.006	0.003	0.005	0.010	0.001	0.001	<0.001	–	–
1978	43	0.160	0.050	0.009	0.002	0.004	0.004	0.001	0.001	<0.001	–	–
1979	41	0.200	0.100	0.008	0.003	0.003	0.003	0.001	0.001	<0.001	<0.00005	–
1980	62	0.380	0.150	0.024	0.003	0.004	0.002	0.003	0.002	<0.001	<0.00005	0.0005
1981	47	0.140	0.050	<0.010	0.001	0.002	0.002	0.001	0.001	<0.001	<0.00005	0.0005
1982	52	0.390	0.070	<0.020	0.001	0.003	0.002	0.002	<0.001	<0.001	<0.00005	0.0006
1983	50	0.220	0.055	0.010	0.002	0.004	0.007	0.001	0.001	<0.001	<0.00002	0.0011

* Données incomplètes.
< = inférieur à la limite de détection.

Tableau 6. Pourcentages d'échantillons de métaux à l'état de traces ne respectant pas les objectifs de l'accord de 1978

Année	Fe (0.300)*	Cu (0.005)*	Ni (0.025)*	Zn (0.030)*	Cd (0.0002)*	Cr (0.100)*	Pb (0.025)*
1975†	0	16	0	0	0	0	0
1976	20	61	0	0	6	0	0
1977	14	79	2	2	6	0	0
1978	21	40	0	0	0	0	0
1979	42	33	0	0	5	0	0
1980	55	11	0	0	2	0	0
1981	17	19	0	0	2	0	0
1982	54	27	2	0	0	0	0
1983	39	65	0	0	0	0	0

* Objectif de 1978 de la CMI (mg L^{-1}).
† Données incomplètes.

Tableau 7. Apports annuels de métaux totaux à l'état de traces (TM a^{-1})*

Année	Fe	Al	Mg	Ni	Zn	Cu	Cr	Pb	Cd	Hg	As
1975†	23 490	8 540	850	430	640	640	430	430	215	–	–
1976	23 300	12 710	2120	635	1060	1270	210	420	210	–	–
1977	26 945	9 620	1155	580	960	1925	385	190	190	–	–
1978	31 245	9 765	1760	390	780	780	195	195	195	–	–
1979	39 770	19 885	1590	595	595	595	200	200	200	10	–
1980	78 815	31 110	4980	620	830	415	620	415	205	10	105
1981	27 670	9 885	1975	200	395	595	200	200	200	10	100
1982	76 475	13 905	3970	200	595	395	395	200	200	10	120
1983	44 930	11 230	2040	410	815	–	410	205	205	4	225

* Calculés à partir de la concentration médiane et du débit journalier moyen pour chaque année.
† Données incomplètes.

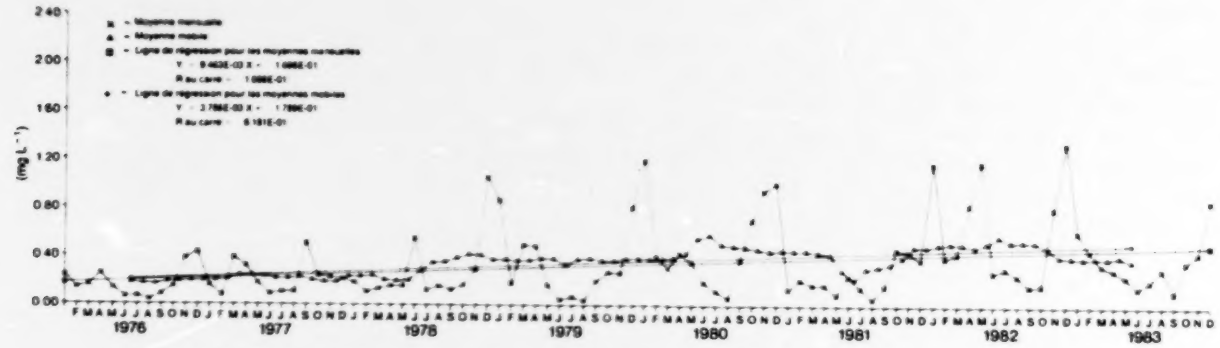

Figure 20. Graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour les concentrations du fer total.

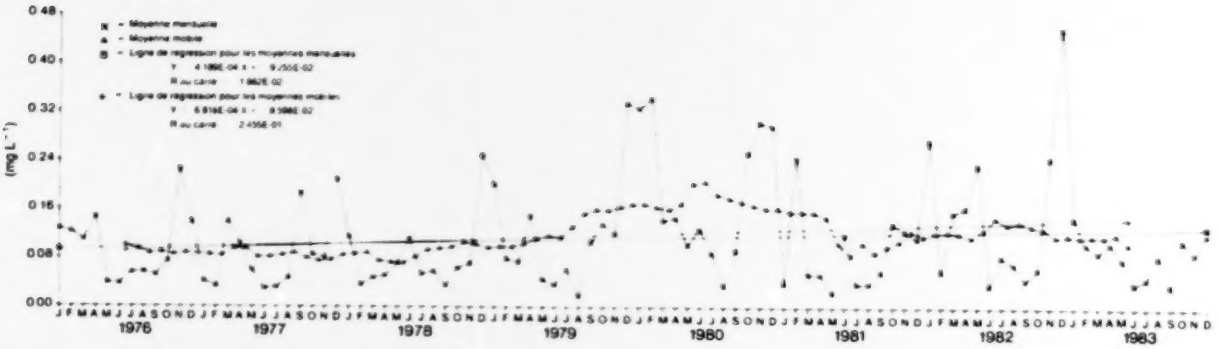

Figure 21. Graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour les concentrations de l'aluminium extractible.

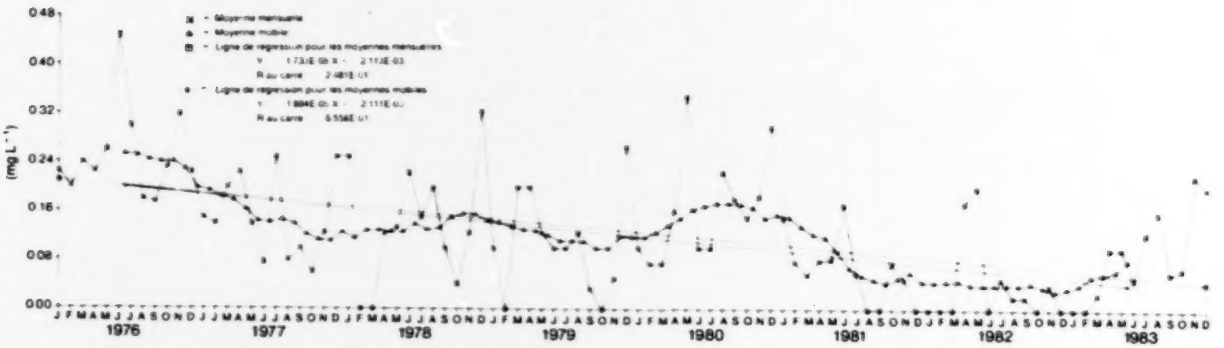

Figure 22. Graphiques des moyennes mensuelles et des moyennes mobiles de 12 mois pour les concentrations de plomb total.

Le graphique des moyennes mobiles de 12 mois pour les concentrations du plomb total (figure 22) semble indiquer une diminution dans la rivière Niagara depuis 1976. La valeur de r pour la ligne de régression est de -.81 et est significative au niveau de 99 %. La valeur de F pour l'analyse de la variance est de 156 et elle est également significative au niveau de 99 %. Même s'il s'agit d'une faible diminution, elle peut être reliée à une utilisation accrue de l'essence sans plomb dans les automobiles, plus particulièrement du côté américain du lac Érié.

SOMMAIRE

Depuis 1975, la DQE-RO prélève des échantillons à une seule station située près de l'embouchure de la rivière Niagara pour la détermination de la qualité de l'eau. Un éventail complet de paramètres ont été mesurés : paramètres physiques (tous les jours), substances nutritives (tous les jours), ions principaux (toutes les semaines), et métaux à l'état de traces (toutes les semaines).

Des changements importants dans la qualité de l'eau de la rivière Niagara à Niagara-on-the-Lake ont été observés depuis 1975. Pour certains paramètres, les concentrations ont augmenté et, donc, les apports dans le lac Ontario. Ces paramètres sont l'azote des nitrates, le fer total, l'aluminium, l'alcalinité totale et, peut-être aussi, les sulfates (le niveau de signification étant seulement de 95 %). Par contre, pour d'autres, il y a eu diminution des concentrations et, de ce fait, réduction des apports dans le lac Ontario. Les paramètres pour lesquels il y a eu une diminution significative sont la conductivité spécifique, le phosphore total, le chlorure, le sodium, le calcium et le plomb. Pour d'autres, enfin, comme le magnésium et le potassium, il n'y a pas eu de changement.

RÉFÉRENCES

Beeton, A.M. 1965. Eutrophication of the St. Lawrence Great Lakes. Limnol. Oceanogr., 10: 240–54.

Casey, D.J., et S.E. Salbach. 1974. IFYGL stream materials balance study. Dans Proc. 17th Conf. Great Lakes Res., Int. Assoc. Great Lakes Res., pp. 668–81.

Chan, C.H. 1977. Water quality surveys on the Niagara River–1974. Étude nº 48, Série des rapports généraux, Direction de la qualité des eaux, Région de l'Ontario, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ont.).

Commission mixte internationale. 1969. Pollution of Lake Erie, Lake Ontario and the International Section of the St. Lawrence River, Volume 1, Summary.

Commission mixte internationale. 1973. Report on Great Lakes Water Quality, Appendix B, Great Lakes Surveillance.

Commission mixte internationale. 1981. Report on Great Lakes Water Quality, Appendix B, Great Lakes Surveillance.

Commission mixte internationale. 1983. Report on Great Lakes Water Quality, Appendix B, Great Lakes Surveillance.

El-Shaarawi, A.H., S.R. Esterby, et K.W. Kuntz. 1983. A statistical evaluation of trends in the water quality of the Niagara River. J. Great Lakes Res., 9(2): 234–40.

El-Shaarawi, A.H. (rédacteur). 1984. Évaluation statistique du programme de surveillance des Grands Lacs entre 1966 et 1981 – Lac Érié. Étude nº 136, Série scientifique, Institut national de recherche sur les eaux, Centre canadien des eaux intérieures, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ont.).

Environnement Canada. 1979. ***Manuel des méthodes analytiques***. Direction de la qualité des eaux, Direction générale des eaux intérieures, Ottawa (Ont.).

Fraser, A.S. 1981. Evaluation of salt buildup in the Great Lakes. Centre canadien des eaux intérieures, Burlington (Ont.). Rapport non publié.

Kemp, A.L., et N.S. Harper. 1976. Sedimentation rates and a sediment budget for Lake Ontario. J. Great Lakes Res., 2(2): 324–40.

Kuntz, K.W., C.H. Chan, A.H. Clignett, et R. Boucher. 1982. Water quality sampling methods at Niagara-on-the-Lake. Direction de la qualité des eaux, Région de l'Ontario, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ont.). Rapport non publié.

Neilson, M.A.T. 1983. Report on the status of the open waters of Lake Ontario. Direction de la qualité des eaux, Région de l'Ontario, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ont.). Rapport non publié.

Rainey, R.H. 1967. Natural displacement of pollution from the Great Lakes. Science, 155: 1242–43.

Rathke, D.E., et C.J. Edwards. 1984. Synopsis of Lake Erie water quality. A report to the Surveillance Work Group-IJC.

Rosa, F. 1985. Lake Erie central basin total phosphorus trend analysis from 1968 to 1982. Institut national de recherche sur les eaux, Centre canadien des eaux intérieures, Direction générale des eaux intérieures, Environnement Canada, Burlington (Ont.). Rapport non publié nº 85–101.

Sonzogni, W.C., W. Richardson, P. Rodgers, et T.J. Monteith. 1983. Chloride pollution of the Great Lakes. J. Water Pollut. Control Fed., 55(5): 513–21.

U.S. Environmental Protection Agency. 1972. Report to the Lake Michigan Enforcement Conference on Chloride. U.S. Environmental Protection Agency, Region V, Chicago, Ill.